

Boris Rebolledo Gajardo

Vulnerabilidad del territorio a la  
contaminación por nitratos de  
origen agrario: desarrollo y  
aplicación del modelo paramétrico  
IVNA-LSP

Departamento  
Instituto Universitario de Investigación Mixto CIRCE

Director/es  
Gil Martínez, Antonia

<http://zaguan.unizar.es/collection/Tesis>



**Universidad**  
Zaragoza

Tesis Doctoral

**VULNERABILIDAD DEL TERRITORIO A LA  
CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE ORIGEN  
AGRARIO: DESARROLLO Y APLICACIÓN DEL  
MODELO PARAMÉTRICO IVNA-LSP**

Autor

**Boris Rebolledo Gajardo**

Director/es

Gil Martínez, Antonia

**UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA**

Instituto Universitario de Investigación Mixto CIRCE

**2014**



# **Vulnerabilidad del territorio a la contaminación por nitratos de origen agrario**

## **Desarrollo y aplicación del modelo paramétrico IVNA LSP**

TESIS DOCTORAL

Boris Rebolledo Gajardo



D.<sup>a</sup> Antonia Gil Martínez, Profesora Titular del Departamento de Ingeniería Mecánica de la Universidad de Zaragoza

CERTIFICA:

Que la memoria titulada: **“Vulnerabilidad del territorio a la contaminación por nitratos de origen agrario. Desarrollo y aplicación del modelo paramétrico IVNA-LSP”** presentada por D. Boris Rebolledo Gajardo para optar al grado de Doctor ha sido realizada bajo su dirección.

Zaragoza, Febrero de 2014

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado con el apoyo económico del Gobierno de Chile, a través del Programa Formación de Capital Humano Avanzado de CONICYT.

Me gustaría mencionar en esta sección a todas aquellas personas que, en mayor o menor medida, han hecho posible, con su ánimo, optimismo y sobre todo “paciencia”, que este largo camino llegue a su fin. A simple vista, este documento recoge los aspectos técnicos y científicos del trabajo desarrollado durante estos últimos 4 años. Sin embargo, los últimos meses de redacción han implicado un ejercicio de autoanálisis en el que muchos de vosotros habéis tenido un papel fundamental, con gestos de cariño y generosidad que siempre recordaré. Por tal razón, a los que aquí nombro y a los que, por falta de espacio o memoria, no menciono, muchas gracias por estar.

### A mi directora de tesis:

Antonia Gil Martínez, que ha permitido que el esquema de trabajo y planteamientos de esta tesis tengan un sentido práctico, dedicándole un tiempo importante para analizar y releer el tema expuesto.

### A las instituciones y centros de investigación:

A la Fundación CIRCE por haberme acogido como voluntario, y no solo por facilitar mi desarrollo profesional, sino también por permitirme conocer a un grupo de personas realmente valioso.

Al área de Geodinámica de la Universidad de Zaragoza y en especial al profesor José Ángel Sánchez, por su ayuda, tiempo y por compartir sus conocimientos e información.

Al Departamento de Recursos Hídricos de la Universidad de Concepción (Chile) y en particular al profesor José Luis Arumí, por su orientación y responder a cada una de mis preguntas.

Al profesor Xavier Flotats, por su ayuda y motivación para seguir avanzando, y sobre todo por darse el tiempo para responder a un “joven” y desconocido investigador.

A la profesora Mercedes Arauzo Sánchez, quien por sí sola es una Institución en lo que a contaminación por nitratos tiene que ver, por compartir sus conocimientos e inquietudes.

Al profesor Jozo Dujmović, por su orientación y valiosas explicaciones en lo que respecta al uso de LSP y su aplicación en mapas de idoneidad.

Por último, agradecer a todos aquellos ganaderos (de Monroyo, la Muela y Monzón), que con su experiencia y ayuda, me han permitido tener una visión más cercana de su quehacer.

#### A mi familia y amigos:

A mis padres. Por vuestro apoyo incondicional, por el amor, cariño, paciencia y, sobre todo, por el trabajo y energías empleadas en nuestra educación. Por los “regalones” de mi madre, y también por todas esas hojas arrancadas del cuaderno. A mi padre, por sus consejos y apoyo, y también por su “llamada diaria” durante toda mi vida universitaria. Este es un pequeño y humilde gesto de gratitud ante vuestra inmensa generosidad.

A mis hermanas. Por aguantar estoicamente los “arrebatos” de hermano mayor que juega a ser padre y juez. Rocío y Catalina con ustedes aprendí lo que es preocuparse por alguien y querer proteger a quien se quiere. Mil gracias por todos sus besos y sonrisas. Las amo, incluida Josefina que es el retoño de la familia.

A mis abuelos, por cuidarme y enseñarme lecciones de vida. Abuelita Raquel, por todo tu amor, preocupación y por tu alegría de vivir, eres un ejemplo para mí. Abuelo Víctor, por tus enseñanzas, eres y serás de las pocas personas que tienen mi admiración.

A mis tíos, Víctor, Claudio, Carlos, Eliana, Queno, Carmen y Patricia, por darme una infancia feliz; y en especial a mi tía Ivonne, por su amor incondicional. Si tuviera que elegir a la mejor tía del mundo, esa serías tú.

Al tío Quintiliano. Muchas gracias por querer a mis hermanas, sobrina y cuidar a mi madre. Eres una persona con un gran corazón.

A todos mis familiares (primas preferidas, primos, Guille y Pablito), que desde mi natal Talca, me han animado con sus deseos de verme feliz.

A Laura. Por su apoyo, amor, energía y, sobre todo, por su paciencia en momentos “no fáciles”. Mil gracias por quererme con mis manías, defectos, por cuidarme; y por permitirme formar parte de tu familia.

A mi familia sudamericana. Leo, Pauli, Rosa y Juan. Por haber estado en momentos importantes y hacerme sentir un poco más cerca de nuestra tierra.

A Mario. Por ser mi amigo y sin duda una de las mejores personas que conozco.

A mis amigos del alma, Arturo y Jessica, que desde la lejanía siguen siendo un pilar y apoyo fundamental en mi vida.

A mi compañeros de “curro” y amigos. A Anita G. y Anita M. por las conversaciones y por muchas veces ser mis confidentes. A Pilar, por su sentido del humor y sonreír con mis tonterías. A Sergio, por su amistad y por su buena voluntad, muchas gracias (si te dejaras, te daría un abrazo). A Miguel, por su amistad, por compartir bromas y disputar conmigo el lugar del “más pesado” del despacho. A Luisig, por ser un gran amigo y compañero de carreras. A Carlos H., por su ayuda, alegría y orientación en la finalización de la tesis. A Amaya, Ángel, Javi y Miriam, por abrirme las puertas de vuestros hogares y permitirme conocer a sus hermosas familias. A Yolanda, Carmen, Carlos L., Irene e Isabel, por compartir buenos momentos (concursos, olimpiadas), comidas e innumerables festejos. Y como olvidar a mis compañeros de Petavatos: Mauricio, Indelson, Juanan, Dani y Javier, por compartir triunfos, derrotas y, lo más importante, el tercer tiempo.

# **Índice**

|            |   |           |
|------------|---|-----------|
| <b>I.</b>  | <b>JUSTIFICACIÓN, OBJETIVOS Y CONTENIDO DE LA TESIS</b>   | <b>1</b>  |
| I.1        | El cambio climático y la implicación del sector agropecuario  | 1         |
| I.2        | Problemática de las medidas de mitigación de GEI y NH <sub>3</sub> del sector agropecuario                  | 7         |
| I.3        | Propuesta de planificación territorial para la disminución de GEI y NH <sub>3</sub> del sector agropecuario | 13        |
| I.4        | Objetivos de la tesis   | 16        |
| I.5        | Contenidos y metodología general del estudio  | 18        |
| <b>II.</b> | <b>VULNERABILIDAD DEL TERRITORIO A LA CONTAMINACION POR NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO</b>                      | <b>20</b> |
| II.1       | Introducción  | 21        |
| II.2       | Importancia de las aguas subterráneas y características de los acuíferos                                    | 23        |
| II.2.1     | Papel de las aguas subterráneas en las actividades humanas  | 23        |
| II.2.2     | Origen de las aguas subterráneas  | 25        |
| II.2.3     | Formaciones acuíferas   | 27        |
| II.3       | Problemática de los nitratos de origen agrario  | 29        |
| II.3.1     | Caracterización de las fuentes difusas de origen agrario  | 30        |
| II.3.2     | Procesos de formación del nitrato   | 32        |
| II.3.3     | Implicancia de las Directivas europeas en el contexto de la vulnerabilidad                                  | 34        |
| II.4       | Descripción de los principales índices de vulnerabilidad  | 38        |
| II.4.1     | DRASTIC   | 38        |
| II.4.2     | SINTACS R5  | 38        |
| II.4.3     | IPNOA   | 39        |
| II.4.4     | GOD   | 40        |
| II.4.5     | Otros métodos   | 40        |
| II.4.6     | Comparación de los índices de vulnerabilidad  | 41        |
| II.5       | Determinación de Zonas Vulnerables en España y Aragón   | 42        |
| II.5.1     | Situación de España   | 42        |
| II.5.2     | Designación de Zonas Vulnerables en Aragón  | 45        |
| II.6       | La geoestadística y su aplicación al estudio de la problemática de los nitratos                             | 47        |
| II.6.1     | Análisis temporal de la concentración de nitratos en Aragón   | 48        |
| II.6.2     | Relación entre la concentración de nitratos y el uso de suelo agrícola                                      | 52        |
| II.6.3     | Análisis de heterogeneidad y dependencia espacial   | 53        |
| II.7       | Conclusiones  | 58        |

|  |            |
|--|------------|
| <b>III. MODELIZACIÓN PARAMÉTRICA DE VULNERABILIDAD AMBIENTAL:<br/>BASES DEL MODELO IVNA-LSP</b>  | <b>59</b>  |
| <b>III.1 Bases de desarrollo del modelo paramétrico de vulnerabilidad</b>  | <b>60</b>  |
| III.1.1 Metodología de implementación del modelo IVNA-LSP  | 61         |
| III.1.2 Ámbito de aplicación del modelo IVNA-LSP   | 63         |
| III.1.3 Selección de factores y reglas de normalización  | 65         |
| III.1.3.1 Factores Hidrogeológicos (FH)  | 65         |
| III.1.3.2 Factores Medioambientales (FM)   | 66         |
| <b>III.2 Aplicación de IVNA-LSP para la determinación de la vulnerabilidad de la Comunidad Autónoma de Aragón</b>  | <b>68</b>  |
| III.2.1 Definición del problema  | 68         |
| III.2.2 Formalización de Factores Hidrogeológicos (FH)   | 68         |
| III.2.2.1 Factor $FH_{AC}$ : Tipología de la masa de agua subterránea  | 68         |
| III.2.2.2 Factor $FH_{DG}$ : Profundidad de la tabla de agua   | 70         |
| III.2.2.3 Factor $FH_{PV}$ : Permeabilidad zona vadosa   | 72         |
| III.2.3 Formalización de Factores Medioambientales (FM)  | 74         |
| III.2.3.1 Factor $FM_{LC}$ : Uso de suelo  | 74         |
| III.2.3.2 Factor $FM_{TT}$ : Textura Topsoil   | 78         |
| III.2.3.3 Factor $FM_{OC}$ : Contenido de carbono orgánico   | 82         |
| III.2.3.4 Factor $FM_{pH}$ : pH suelo  | 84         |
| III.2.3.5 Factor $FM_{RR}$ : Precipitaciones   | 88         |
| III.2.3.6 Factor $FM_{ET}$ : Evapotranspiración  | 92         |
| III.2.3.7 Factor $FM_{SR}$ : Pendientes  | 94         |
| III.2.3.8 Factor $FM_{FA}$ : Acumulación de escorrentía  | 97         |
| <b>III.3 Conclusiones</b>  | <b>100</b> |
| <b>IV. DESARROLLO DE UN MODELO PARAMETRICO PARA LA DETERMINACION DE LA VULNERABILIDAD DEL TERRITORIO A LA CONTAMINACION POR NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO: IVNA-LSP</b> | <b>102</b> |
| <b>IV.1 Introducción</b>   | <b>102</b> |
| <b>IV.2 Evaluación multicriterio y su aplicación a modelos de vulnerabilidad ambiental</b>   | <b>103</b> |
| IV.2.1 Definiciones básicas  | 104        |
| IV.2.2 Pasos metodológicos de la evaluación multicriterio  | 105        |
| IV.2.2.1 Selección de criterios  | 105        |
| IV.2.2.2 Normalización de factores   | 105        |
| IV.2.2.3 Determinación de los pesos ( $w_i$ )  | 107        |
| IV.2.2.4 Procedimiento de agregación   | 108        |
| IV.2.2.5 Validación de los resultados  | 109        |
| IV.2.3 Principales técnicas de evaluación multicriterio (EMC)  | 110        |
| IV.2.3.1 Ponderación lineal  | 110        |
| IV.2.3.2 Medias ponderadas ordenadas (OWA)   | 110        |
| IV.2.3.3 Teoría de Utilidad Multiatributo (MAUT)   | 111        |
| IV.2.3.4 Relaciones de superación  | 111        |
| IV.2.3.5 El Proceso Analítico Jerárquico (AHP)   | 112        |

|             |   |            |
|-------------|---|------------|
| IV.2.3.6    | Puntuación lógica de las preferencias (LSP)   | 113        |
| IV.2.4      | Análisis de sensibilidad en modelos de EMC  | 113        |
| IV.2.4.1    | One-at-a-time (OAT)   | 115        |
| IV.2.4.2    | Errores múltiples e interacciones   | 115        |
| IV.2.4.3    | Índice de sensibilidad (Sensitivity Index, SI)  | 115        |
| IV.2.4.4    | Método de desviación relativa   | 116        |
| IV.2.4.5    | Método de coeficientes de regresión estandarizados (SRC)  | 116        |
| IV.2.4.6    | Coefficiente de regresión estandarizado por rango (SRRC)  | 117        |
| IV.2.4.7    | Test de análisis de sensibilidad de Fourier (FAST)  | 117        |
| <b>IV.3</b> | <b>Diseño de la estructura del modelo paramétrico IVNA-LSP</b>  | <b>119</b> |
| IV.3.1      | Descripción del método Logic Scoring of Preferences   | 120        |
| IV.3.1.1    | Etapas para la creación de LSP-maps   | 120        |
| IV.3.1.2    | Agregadores de preferencia de LSP   | 122        |
| IV.3.2      | Determinación de los pesos de IVNA-LSP a través de AHP  | 126        |
| IV.3.2.1    | Construcción de la estructura jerárquica  | 126        |
| IV.3.2.2    | Matrices de comparaciones   | 127        |
| IV.3.2.3    | Determinación del vector de prioridades   | 128        |
| IV.3.2.4    | Evaluación de la consistencia   | 130        |
| IV.3.3      | Resultados encuesta IVNA y determinación de los pesos del modelo  | 132        |
| IV.3.3.1    | Resultados vectores de priorización – EVM   | 133        |
| IV.3.3.2    | Resultados vectores de priorización – RGMM  | 135        |
| IV.3.3.3    | Definición de los vectores de priorización grupales   | 138        |
| IV.3.4      | Evaluación de la independencia estadística de los factores de IVNA-LSP                                    | 139        |
| IV.3.5      | Creación del árbol de atributos – IVNA-LSP  | 141        |
| IV.3.6      | Definición de los criterios elementales – modelo paramétrico IVNA-LSP                                     | 142        |
| IV.3.7      | Creación de la estructura de agregación de IVNA-LSP   | 145        |
| IV.3.8      | Resultado final del mapa de idoneidad   | 147        |
| <b>IV.4</b> | <b>Análisis de sensibilidad</b>   | <b>148</b> |
| IV.4.1      | Determinación de las FDP empíricas de los factores de entrada de IVNA-LSP                                 | 149        |
| IV.4.2      | Generación de datos de entrada aleatorios   | 150        |
| IV.4.3      | Resultados del análisis de sensibilidad de IVNA-LSP   | 152        |
| <b>IV.5</b> | <b>Validación de los resultados</b>   | <b>155</b> |
| <b>IV.6</b> | <b>Conclusiones</b>   | <b>160</b> |
| <b>V.</b>   | <b>DETERMINACIÓN DE LAS ZONAS ÓPTIMAS PARA LA APLICACIÓN DE RESIDUOS GANADEROS: APLICACIÓN IVNA – LSP</b> | <b>163</b> |
| <b>V.1</b>  | <b>Introducción</b>   | <b>163</b> |
| <b>V.2</b>  | <b>El sector porcino en Aragón</b>  | <b>165</b> |
| <b>V.3</b>  | <b>Normativa ambiental aplicable al sector porcino aragonés</b>   | <b>167</b> |
| V.3.1       | Legislación Europea   | 167        |
| V.3.2       | Legislación Estatal   | 169        |
| V.3.3       | Legislación Autonómica  | 170        |

|              |  |            |
|--------------|--|------------|
| <b>V.4</b>   | <b>Problemática coyuntural de las zonas excedentarias de purines porcinos</b>          | <b>174</b> |
| V.4.1        | Variabilidad de la composición de los purines porcinos                                 | 174        |
| V.4.2        | Problemática de la desigual distribución de aportes y necesidades                      | 180        |
| V.4.3        | Influencia de los costes de tratamiento de los purines porcinos                        | 187        |
| <b>V.5</b>   | <b>Propuesta de un mapa de idoneidad a través del modelo IVNA-LSP</b>                  | <b>190</b> |
| V.5.1        | Factores de Restricción (FR) y criterios de zonificación                               | 190        |
| V.5.1.1      | Pendientes   | 191        |
| V.5.1.2      | Áreas de protección en torno a elementos de interés                                    | 191        |
| V.5.1.3      | Superficies agrícolas  | 192        |
| V.5.2        | Implementación de IVNA-LSP en la plataforma SIG  | 192        |
| V.5.2.1      | Cartografía digital y fuentes de información   | 192        |
| V.5.2.2      | Implementación en model builder de ArcGis  | 193        |
| V.5.3        | Resultados: Mapa de idoneidad para la aplicación de purines porcinos como fertilizante | 197        |
| <b>V.6</b>   | <b>Conclusiones</b>  | <b>199</b> |
| <b>VI.</b>   | <b>SINTESIS, APORTACIONES Y PERSPECTIVAS</b>   | <b>201</b> |
| VI.1         | Aportaciones   | 203        |
| VI.2         | Perspectivas y Líneas futuras de trabajo   | 207        |
| <b>VII.</b>  | <b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>  | <b>210</b> |
| <b>VIII.</b> | <b>NOMENCLATURA</b>  | <b>231</b> |
| <b>IX.</b>   | <b>ANEXOS</b>  | <b>234</b> |



## Índice de figuras

|                          |   |    |
|--------------------------|---|----|
| Figura I-1               | Principales factores del forzamiento radiativo del cambio climático (Forster et al., 2007)                          | 4  |
| Figura I-2               | Participación del sector agrícola en emisiones de CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O, España 2011 (MAGRAMA, 2012b)  | 6  |
| Figura I-3               | Representación de los dos procesos responsables de la producción de N <sub>2</sub> O                                | 8  |
| Figura I-4               | Emisiones de CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O y NH <sub>3</sub> en las etapas de gestión agropecuaria             | 11 |
| Figura I-5               | Metodología general del trabajo abordado en la presente tesis   | 19 |
| Figura II-1              | Distribución porcentual del agua de consumo público según fuente superficial o subterránea (Krinner et al., 1999)   | 24 |
| Figura II-2              | Representación del ciclo hidrológico resumido, adaptado de Maidment (1992)  | 26 |
| Figura II-3              | Configuración de una formación acuífera (elaboración propia)  | 28 |
| Figura II-4              | Ciclo de nitrógeno simplificado, adaptado de Bothe et al. (2006)  | 32 |
| Figura II-5              | Distribución de las Zonas Vulnerables declaradas en el territorio español.  |    |
| Fuente: (MAGRAMA, 2013b) |   | 43 |
| Figura II-6              | Delimitación de zonas vulnerables y zonas afectadas por nitratos de origen agrario en Aragón (fuentes: SITAR y CHE) | 46 |
| Figura II-7              | Representación ráster de una variable ambiental (S) y área de zoom  | 47 |
| Figura II-8              | Concentración de nitratos en Aragón años 2006 - 2010  | 49 |
| Figura II-9              | Puntos con concentraciones de nitratos mayores y menores a 15 mg/l, año 2010  | 51 |
| Figura II-10             | Diagrama de caja de la distribución de las concentraciones de nitratos según el uso suelo                           | 52 |
| Figura II-11             | Red observación e histogramas de la concentración de nitratos –Aragón 2010  | 54 |
| Figura II-12             | Grafico P-P de concentración de nitratos en acuíferos sin transformación (a) y transformación logarítmica (b)       | 55 |
| Figura II-13             | Semi-variograma (transformación log) concentración nitratos Aragon 2010   | 56 |
| Figura II-14             | Mapa de predicción de la concentración de nitratos de las aguas subterráneas de Aragon.                             | 57 |
| Figura III-1             | Metodología específica para el desarrollo y ejecución de IVNA-LSP   | 61 |
| Figura III-2             | Factor hidrogeológico tipo de acuífero (FH <sub>AC</sub> ) - Aragón   | 70 |
| Figura III-3             | Factor hidrogeológico profundidad de la tabla de agua (FH <sub>DG</sub> ) - Aragón                                  | 72 |
| Figura III-4             | Factor hidrogeológico permeabilidad zona vadosa (FH <sub>PV</sub> ) - Aragón  | 73 |
| Figura III-5             | Representación de una función Fuzzy lineal  | 76 |
| Figura III-6             | Factor medioambiental FM <sub>LC</sub> - Aragón   | 77 |
| Figura III-7             | Función Fuzzy Small – ArcGis 10.1   | 81 |
| Figura III-8             | Factor medioambiental FM <sub>TT</sub> - Aragón   | 82 |
| Figura III-9             | Factor medioambiental FM <sub>OC</sub> - Aragón   | 84 |
| Figura III-10            | Función Fuzzy Near – ArcGis 10.1  | 85 |
| Figura III-11            | Factor medioambiental FM <sub>pH</sub> - Aragón   | 86 |
| Figura III-12            | Infiltración y escorrentía del suelo, adaptada de Leopold y Dunne (1978)  | 89 |
| Figura III-13            | Función Fuzzy Large – ArcGis 10.1   | 90 |
| Figura III-14            | Factor medioambiental FM <sub>RR</sub> - Aragón   | 91 |

|               |   |     |
|---------------|---|-----|
| Figura III-15 | Factor medioambiental $FM_{ET}$ - Aragón.....   | 93  |
| Figura III-16 | Efecto de la pendiente en el proceso de infiltración .....  | 94  |
| Figura III-17 | Factor medioambiental $FM_{SR}$ - Aragón.....   | 96  |
| Figura III-18 | Efecto de las superficies de acumulación de escorrentía .....   | 97  |
| Figura III-19 | Procedimiento para el cálculo del flujo de acumulación .....  | 98  |
| Figura III-20 | Factor medioambiental $FM_{FA}$ - Aragón .....  | 99  |
| Figura IV-1   | Diagrama de flujo de la EMC, adaptada de Eastman <i>et al.</i> (1995).....  | 105 |
| Figura IV-2   | Análisis de sensibilidad e incertidumbre en un proceso de modelización.....   | 114 |
| Figura IV-3   | Diferentes niveles de reemplazabilidad y simultaneidad (parámetro $r$ ) .....   | 123 |
| Figura IV-4   | Ejemplo de simultaneidad alta y condición de obligatoriedad .....   | 124 |
| Figura IV-5   | Ejemplo de simultaneidad baja – sin condición de obligatoriedad.....  | 124 |
| Figura IV-6   | Principales variantes de CPA, adaptado de Dujmovic (2007) .....   | 124 |
| Figura IV-7   | Funciones de transformación para la definición de los factores de IVNA-LSP .  | 143 |
| Figura IV-8   | Mapas de criterios elementales de IVNA-LSP .....  | 144 |
| Figura IV-9   | Estructura de agregación LSP del modelo paramétrico .....   | 145 |
| Figura IV-10  | Mapa vulnerabilidad de la Comunidad Autónoma de Aragón – IVNA LSP .....   | 147 |
| Figura IV-11  | Muestra de puntos aleatorios Random_2000.shp.....   | 149 |
| Figura IV-12  | Distribuciones de probabilidades de la muestra aleatoria (MC).....  | 151 |
| Figura IV-13  | Índice de sensibilidad total ( $S_{Ti}$ ) – E-FAST, porcentaje sobre el índice de<br>sensibilidad total normalizado (Monte Carlo $n=5000$ ) ..... | 154 |
| Figura IV-14  | Validación y comparación de los resultados de IVNA-LSP .....  | 158 |
| Figura IV-15  | Comparación Mapa de Vulnerabilidad IVNA-LSP con las zonas afectadas .....   | 159 |
| Figura V-1    | Áreas de concentración de producción porcina en Aragón .....  | 165 |
| Figura V-2    | Índice de carga de N ganadero Aragón 2009 .....   | 183 |
| Figura V-3    | Balance de N Aragón, Necesidades cultivos y disponibilidad a partir de purines<br>porcinos  | 185 |
| Figura V-4    | Diagrama de la etapa inicial en el cálculo del mapa de idoneidad .....  | 194 |
| Figura V-5    | Etapa final de cálculo del mapa de idoneidad .....  | 195 |
| Figura V-6    | Barra de herramientas para la ejecución de IVNA ID.....   | 196 |
| Figura V-7    | Mapa de idoneidad de Aragón para la utilización de purines porcinos como<br>fertilizante  | 197 |

## **Índice de ecuaciones**

|               |     |
|---------------|-----|
| [II-1] .....  | 26  |
| [II-2] .....  | 32  |
| [II-3] .....  | 33  |
| [II-4] .....  | 39  |
| [II-5] .....  | 39  |
| [III-1] ..... | 81  |
| [III-2] ..... | 86  |
| [III-3] ..... | 90  |
| [IV-1] .....  | 106 |
| [IV-2] .....  | 106 |
| [IV-3] .....  | 107 |
| [IV-4] .....  | 115 |
| [IV-5] .....  | 116 |
| [IV-6] .....  | 116 |
| [IV-7] .....  | 118 |
| [IV-8] .....  | 118 |
| [IV-9] .....  | 118 |
| [IV-10] ..... | 121 |
| [IV-11] ..... | 123 |
| [IV-12] ..... | 128 |
| [IV-13] ..... | 129 |
| [IV-14] ..... | 129 |
| [IV-15] ..... | 129 |
| [IV-16] ..... | 130 |
| [IV-17] ..... | 130 |
| [IV-18] ..... | 131 |
| [IV-19] ..... | 131 |
| [IV-20] ..... | 139 |
| [IV-21] ..... | 156 |

## **Índice de tablas**

|             |   |     |
|-------------|---|-----|
| Tabla II-1  | Superficies declaradas como Zona Vulnerable según CC.AA (2009).....   | 44  |
| Tabla II-2  | Evolución estadística de la concentración de nitratos 2006-2010.....  | 50  |
| Tabla III-1 | Descripción y clases de vulnerabilidad de los factores hidrogeológicos.....                                 | 66  |
| Tabla III-2 | Descripción y clases de vulnerabilidad de los factores medioambientales .....                               | 67  |
| Tabla III-3 | Clasificación y puntuación del factor $FH_{Ac}$ – IVNA LSP .....  | 69  |
| Tabla III-4 | Clasificación del factor $FH_{DG}$ – IVNA LSP.....  | 71  |
| Tabla III-5 | Clasificación del factor $FH_{pV}$ – IVNA LSP .....   | 73  |
| Tabla III-6 | Clasificación del factor $FM_{LC}$ – IVNA LSP.....  | 75  |
| Tabla III-7 | Clasificación de la textura del topsoil (ESDB v.2.0) .....  | 79  |
| Tabla III-8 | Potencial de desnitrificación de distintas texturas del topsoil .....                                       | 80  |
| Tabla IV-1  | Principales agregadores LSP y sus valores $\alpha$ y $\omega$ .....   | 122 |
| Tabla IV-2  | Estructura AHP del modelo paramétrico IVNA LSP.....   | 127 |
| Tabla IV-3  | Escala fundamental de comparaciones AHP .....   | 128 |
| Tabla IV-4  | Índice aleatorio de consistencia (RI) .....   | 131 |
| Tabla IV-5  | Vectores de priorización individuales Factores Hidrogeológicos - EVM .....                                  | 133 |
| Tabla IV-6  | Vectores de priorización individuales Factores edáficos - EVM.....  | 133 |
| Tabla IV-7  | Vectores individuales de priorización Factores clima y relieve - EVM .....                                  | 134 |
| Tabla IV-8  | Vectores de priorización individuales de las capas del sistema - EVM .....                                  | 135 |
| Tabla IV-9  | Vectores de priorización individuales Factores Hidrogeológicos - RGMM .....                                 | 136 |
| Tabla IV-10 | Vectores de priorización individuales Factores edáficos - RGMM.....   | 136 |
| Tabla IV-11 | Vectores individuales de priorización factores clima y relieve - RGMM.....                                  | 137 |
| Tabla IV-12 | Vectores de priorización individuales de las capas del sistema - RGMM .....                                 | 137 |
| Tabla IV-13 | Pesos de los factores y sistemas considerados en IVNA LSP .....   | 138 |
| Tabla IV-14 | Coeficientes $r$ de Pearson de los factores IVNA LSP.....   | 140 |
| Tabla IV-15 | Árbol de atributos de IVNA-LSP.....   | 142 |
| Tabla IV-16 | Funciones de densidad de probabilidades de los factores de IVNA-LSP.....                                    | 150 |
| Tabla IV-17 | Resultados SRRC modelo IVNA-LSP (Montecarlo $n=5000$ ) .....  | 153 |
| Tabla IV-18 | Índices de sensibilidad $S_i$ y $S_{Ti}$ de IVNA mediante E-FAST ( $n=5000$ ) .....                         | 154 |
| Tabla V-1   | Evolución del censo porcino de Aragón según tipología en el período 1998-2010<br>(DGA, 2013)167             |     |
| Tabla V-2   | Composiciones medias del purín porcino de cebo .....  | 175 |
| Tabla V-3   | Tasas de deyección ganado porcino y contenido en nitrógeno al inicio del período de<br>almacenamiento ..... | 179 |
| Tabla V-4   | Información cartográfica de las zonas de restricción.....   | 193 |
| Tabla V-5   | Distribución de las superficies de Aragón y jerarquización de idoneidad .....                               | 198 |



## I. JUSTIFICACIÓN, OBJETIVOS Y CONTENIDO DE LA TESIS

### I.1 EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA IMPLICACIÓN DEL SECTOR AGROPECUARIO

El cambio climático se define como la modificación sostenida de las principales variables climáticas, es decir, alteraciones en las temperaturas, precipitaciones o patrones de los vientos, entre otras. Durante mucho tiempo se discutió acerca de su existencia; sin embargo, hoy en día existen pruebas irrefutables que demuestran importantes alteraciones en los elementos del clima, entre ellas: cambios en los patrones de precipitación (IPCC, 2012); el aumento del nivel del mar (CSIRO, 2009); la acidez del mar (Bindoff *et al.*, 2007); y el derretimiento de los glaciares y el hielo marino (NRC, 2010).

En el transcurso de miles de años han existido grandes alteraciones en los elementos que componen el clima, la mayoría de ellas de carácter cíclico y cuyas causas podrían encontrarse en fenómenos naturales tales como erupciones volcánicas y/o variaciones normales en las emisiones de gases de efecto invernadero<sup>1</sup> (GEI); no obstante, las actuales modificaciones climáticas no pueden explicarse únicamente por causas naturales, existiendo un claro consenso mundial respecto a la responsabilidad de las actividades humanas en el calentamiento del planeta (NRC, 2010).

El efecto invernadero tiene un papel fundamental en el equilibrio energético del planeta; reteniendo energía en forma de calor y evitando su emisión total hacia el espacio. Este fenómeno natural tiene su origen en los procesos radiativos tanto del Sol como de los

---

<sup>1</sup> Los GEI permiten el paso de la radiación solar de onda corta, calentando la superficie de la Tierra. A la vez absorben parte del calor que emana de la superficie en forma de radiaciones infrarrojas, de mayor longitud de onda que la luz solar.

distintos elementos que conforman la superficie de la tierra, donde la distribución de la energía emitida a una determinada longitud de onda es una función de la temperatura del cuerpo que la emite. Es así como el Sol con una temperatura de aproximadamente 6000 °K, emite la mayoría de su radiación a longitudes de onda en el rango de 0,2 – 4  $\mu\text{m}$ ; y la Tierra con una temperatura teórica<sup>2</sup> en superficie de 255 K (-18 °C), emitirá principalmente dentro del rango de 4 – 100  $\mu\text{m}$  (Mitchell, 1989). Otra característica de este fenómeno natural es la propiedad selectiva de algunos gases y partículas presentes en la atmósfera, de permitir el paso de la radiación solar, pero no de la radiación originada por la superficie terrestre (radiación infrarroja); absorbiendo energía y re-emitiéndola nuevamente, con el consiguiente incremento en la temperatura atmosférica. Siendo la razón por la cual estos gases reciben el nombre de «gases de efecto invernadero».

La atmósfera es la envoltura gaseosa de nuestro planeta donde interactúan los elementos del clima (temperatura, precipitaciones, vientos, etc.); ha sido el resultado de distintos procesos geológicos del planeta, incluyendo la influencia de las actividades biológicas de muchos organismos. En el presente, la atmósfera está compuesta en su mayoría por nitrógeno (78%), oxígeno (21%), y una gran cantidad de gases traza: dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), hidrógeno ( $\text{H}$ ), xenón, etc., y que en su conjunto no alcanzarían al 1% (Brimblecombe, 1986). A pesar de ser una proporción muy pequeña de la atmósfera, algunos de estos gases tienen propiedades radiativas muy importantes, ya que de manera conjunta logran que la temperatura del planeta esté 35 °C por encima de la temperatura teórica planetaria, haciéndolo habitable para el ser humano (Graedel y Crutzen, 1993).

Existen una gran cantidad de GEI de origen antrópico, pero los más importantes son el  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , gases clorofluorocarbonados (CFC) y los halocarbonados (HCFC) (IPCC, 2007a). Durante miles de años la concentración atmosférica de estos GEI se mantuvo dentro de un rango normal; sin embargo, desde el inicio de la revolución industrial, a finales del siglo XVIII, nuestra especie comenzó a alterar la composición de la atmósfera de manera acelerada debido al creciente consumo energético, principalmente a partir de combustibles fósiles y a la intensificación de las actividades agrícolas y pecuarias (Goudie, 2005). Es así como las concentraciones atmosféricas de  $\text{CO}_2$  (379 ppm) y  $\text{CH}_4$  (1774 ppm) en 2005 excedían en gran medida el intervalo normal de valores de los últimos 650.000 años (IPCC, 2007b). Siendo el aumento del  $\text{CH}_4$  el más significativo, duplicándose su concentración atmosférica desde la era

---

<sup>2</sup> Temperatura teórica suponiendo ausencia de atmósfera.

pre-industrial (Watson *et al.*, 1990). El  $\text{N}_2\text{O}$ , por su parte, ha tenido un aumento constante desde 270 ppb en la era pre-industrial hasta 319 ppb en el año 2005 (IPCC, 2007b).

Cada uno de estos gases tiene un potencial de calentamiento global (PCG) diferente, debido a la capacidad de cada molécula de absorber la radiación (eficiencia radiativa) y a su tiempo de vida en la atmósfera. Por ejemplo, si bien el  $\text{CO}_2$  es el GEI más abundante, de manera que para el año 2004 el 76,7% de las emisiones antrópicas de GEI correspondían a  $\text{CO}_2$  (IPCC, 2007a), a nivel molecular tanto el  $\text{CH}_4$  como  $\text{N}_2\text{O}$  tienen un mayor PCG que el del primer gas, 25 y 298 veces mayor, respectivamente (Forster *et al.*, 2007). Por otro lado, el  $\text{N}_2\text{O}$  tiene una eficiencia radiativa 10 veces mayor que la del  $\text{CH}_4$  y un tiempo medio de residencia en la atmósfera de 114 años, mientras que el  $\text{CH}_4$  permanecerá en la atmósfera por 12 años en promedio (IPCC, 2001).

El forzamiento radiativo (FR) es una magnitud que permite cuantificar el efecto de factores antrópicos y naturales en el cambio climático global, y se expresa como una tasa de cambio de energía por unidad de superficie ( $\text{W}/\text{m}^2$ ); otorgando un valor o «peso» a la capacidad de un gas u otros factores antrópicos (p. ej., albedo superficie terrestre, efecto de aerosoles) en la modificación del balance energético planetario. Es así como un FR positivo implicará un aumento del balance energético, es decir, el sistema atmósfera-Tierra incrementará su temperatura. En tanto, un FR negativo implicará una disminución del balance energético planetario con su consiguiente enfriamiento.

Según los datos entregados por el IPCC en su cuarto informe de evaluación (IPCC, 2007b), y como se aprecia en la Figura I-1, el forzamiento radiativo total por acción de factores antrópicos entre los años 1750 y 2005 se cifra en  $+1,6 \text{ W}/\text{m}^2$ . En relación a la influencia de los principales GEI ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) en el balance energético, su FR conjunto alcanzaría un valor de  $+2,3 \text{ W}/\text{m}^2$ ; siendo este contrarrestado principalmente por el efecto de «enfriamiento» de los aerosoles ( $-1,2 \text{ W}/\text{m}^2$ ) y las modificaciones del albedo por cambio de uso de suelo.

Si bien es cierto que los incrementos de las concentraciones de GEI atmosféricos se presentan como los principales responsables del calentamiento global, no son los únicos que completan el panorama del cambio climático. En tal sentido, también se deben tener en cuenta las diminutas partículas en la atmósfera, los aerosoles, formados por condensación de vapores y partículas microscópicas. Estas partículas afectan a la cantidad de energía solar reflejada por las nubes y a cuanta energía queda atrapada bajo ellas (Ramanathan *et al.*, 1987, Charlson *et al.*, 1992).

Actualmente se posee un gran conocimiento sobre los factores de FR y sobre el rol de los GEI en el desplazamiento del balance energético de la Tierra; no obstante, desde la revolución industrial el aumento de la temperatura planetaria solo ha alcanzado la mitad de lo



que se esperaría por la acción conjunta de estos gases (Hansen *et al.*, 1997). Los responsables de que el calentamiento global no se presentará como tal, han sido principalmente los aerosoles a través de sus propiedades radiativas e indirectamente mediante su influencia en los procesos de formación de las nubes; dentro de los principales aerosoles se pueden mencionar: sulfatos, polvo mineral, hollín y nitratos de amonio (Haywood y Boucher, 2000).

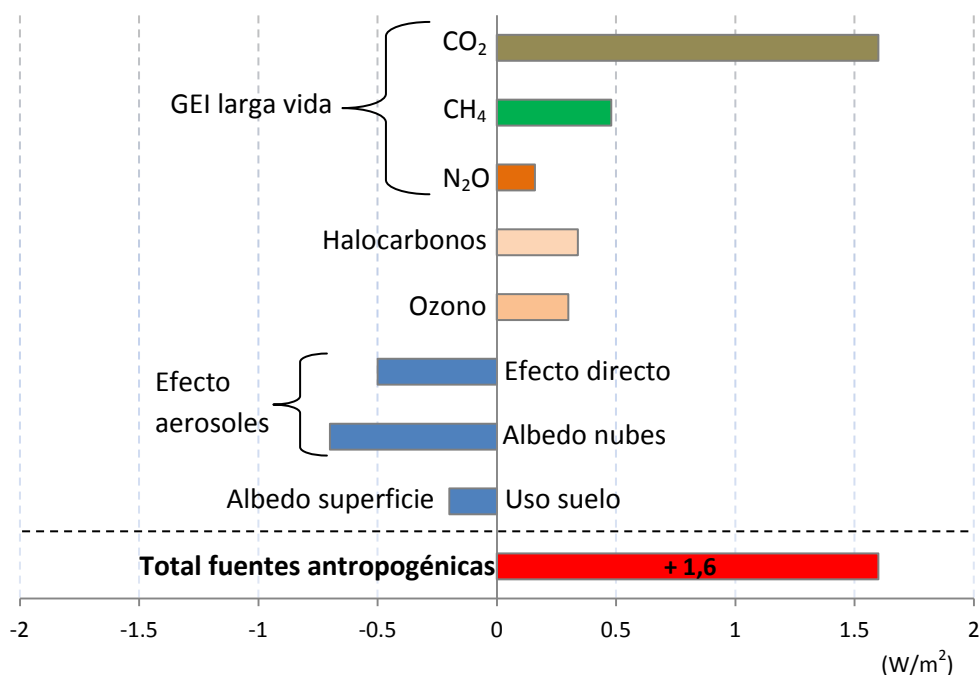


Figura I-1 Principales factores del forzamiento radiativo del cambio climático (Forster *et al.*, 2007)

El calentamiento de nuestro planeta es la respuesta a un cambio global, que incluye aspectos como la globalización político-económica, transformación de procesos sociales, pérdida de la biodiversidad y el cambio en los patrones de consumo (Johnston *et al.*, 2002). Este panorama adverso, junto a la complejidad de las interacciones físicas y químicas que se desarrollan en la atmósfera y a la amplia gama y dispersión de fuentes emisoras han generado un desafío sin precedentes en la tarea de encontrar una solución integral al problema.

Otro de los puntos más interesantes y a la vez menos equitativos relacionados con las emisiones de GEI es la contribución relativa de cada país. De acuerdo con información recopilada por la Agencia Medioambiental de Estados Unidos (EPA, 2008), China (23%), EE.UU. (19%) y la Comunidad Europea (13%), fueron los responsables del 55% de las emisiones de CO<sub>2</sub> durante el año 2008. Esto deja en evidencia que las emisiones de GEI están concentradas en los países desarrollados. Es por ello que muchos autores analizan el cambio climático desde la perspectiva de la ética (Kellogg y Schwart, 1981, Stern y Britain, 2006, Patz *et al.*, 2007), ya que

si bien es cierto, que los posibles efectos negativos del calentamiento global son conocidos y dimensionados por la sociedad en su conjunto, la manera de cómo solucionarlo es aún un punto de conflicto.

Producto de la preocupación internacional, en el año 1997 tuvo lugar la Tercera Conferencia de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. En aquella reunión más de 160 países se comprometieron a llevar a cabo el Protocolo de Kioto, el cual establece el compromiso de disminuir las emisiones de GEI globales en un 5,2% respecto a las registradas en 1990. Aunque el Protocolo de Kioto se presentó como un primer paso histórico en la búsqueda de una solución o al menos un primer intento de reducir la tendencia global de incremento de emisiones de GEI, ofreciendo un marco político-ambiental de lucha en contra del cambio climático, desde un comienzo recibió críticas respecto a la magnitud de los límites impuestos y a la ausencia de compromiso por parte de algunos países desarrollados (Bolin, 1998, Nordhaus y Boyer, 1998).

La Unión Europea estableció un compromiso de reducción de un 8% de las emisiones de GEI con respecto al año 1990 para el período 2008-2012 (UNFCCC, 2008), en donde cada Estado miembro tiene pactado un compromiso diferente (*Burden Sharing Agreement*), que bien puede ser de reducción o de limitación. En el caso de España, es un compromiso que limitó el aumento de emisiones de GEI en un 15% por encima de los correspondientes al año base. Sin embargo, al finalizar el 2011, España se mostraba como uno de los países de la Unión Europea (UE-15) que más se alejaba del cumplimiento de los compromisos de Kioto, situándose en una tasa de emisión de un 23,9% superior a la de 1990. Es así como las emisiones de GEI de España pasaron de 282,8 Mt CO<sub>2eq</sub><sup>3</sup> en el año 1990 a 350,5 Mt CO<sub>2eq</sub> el año 2011 (EEA, 2013).

Respecto a la participación por principales categorías de los inventarios del IPCC, el sector de la energía (i.e. combustión y emisiones fugitivas) fue responsable de un 80% de las emisiones totales de GEI de la UE-15, en segundo lugar aparecería la agricultura con una participación del 10% (EEA, 2013). Tendencias similares se aprecian en el ámbito español; donde es indudable que el sector energético es el que más contribuye al total de GEI que se emiten a la atmósfera, con más de un 77% sobre el total, dejando en segundo lugar al sector agrícola y ganadero con 10,6% (37,28 Mt CO<sub>2eq</sub>) de las emisiones GEI del año 2011 (MAGRAMA, 2013a). No obstante, al analizar su participación en las emisiones de los dos gases con un mayor PCG (CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) este sector adquiere un papel protagónico, siendo el responsable del 54% y 81% de estas emisiones, respectivamente (Figura I-2).

---

<sup>3</sup> CO<sub>2eq</sub> se refiere al nivel de CO<sub>2</sub> equivalente, esta magnitud incluye los efectos del CH<sub>4</sub>, del N<sub>2</sub>O y otros gases de efecto invernadero de vida larga, considerando los distintos PCG de cada uno de ellos.

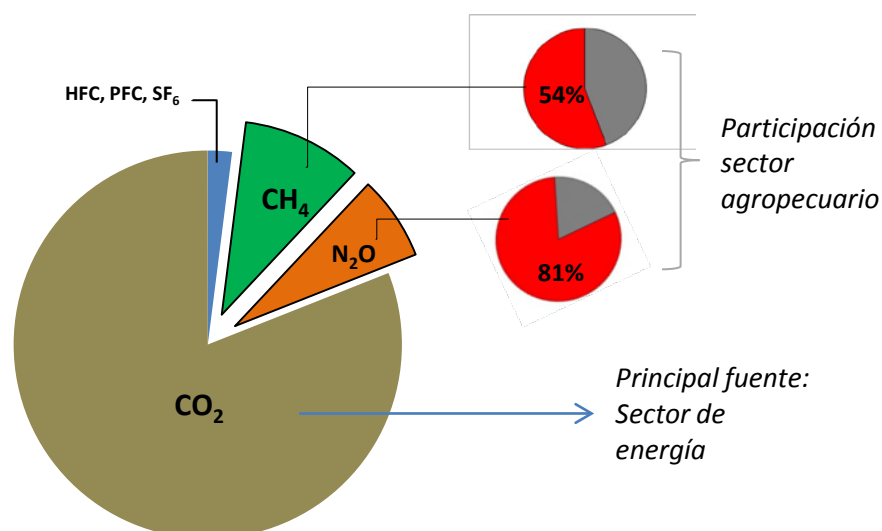


Figura I-2 Participación del sector agrícola en emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, España 2011 (MAGRAMA, 2012b)

Es evidente que la principal preocupación ambiental en torno al sector agropecuario es la relativa a la disminución de estos dos contaminantes (CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O); sin embargo, no son los únicos que atraen la atención y esfuerzos de la comunidad científica. El NH<sub>3</sub> es un importante contaminante gaseoso que desempeña un rol crucial en la acidificación (Van Breemen *et al.*, 1982) y eutrofización de los ecosistemas (Pearson y Stewart, 1993), y contribuye a las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006). Además, como precursor de la formación de aerosoles (nitrato de amonio y sulfato de amonio) puede aumentar el efecto de dispersión de radiación solar y contribuir al enfriamiento del planeta mediante la modificación de las propiedades físicas de los aerosoles (Martin *et al.*, 2004) y de las nubes (Abbatt *et al.*, 2006).

La mayoría de los inventarios de NH<sub>3</sub> señalan al sector agrícola y ganadero como la principal fuente de estas emisiones, con una participación que oscilaría entre el 80 y 90% del total de emisiones antropogénicas (Bouwman *et al.*, 1997, Asman *et al.*, 1998); cifras acordes con la situación de España, donde el sector agropecuario con 352.800 t (año 2011) fue responsable de aproximadamente el 92% del total de emisiones de NH<sub>3</sub> (MAGRAMA, 2012a).

La responsabilidad del sector agrícola y ganadero en las emisiones de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y NH<sub>3</sub>, y su nexa con el cambio climático es indiscutible. Sin embargo, no se debe olvidar que estas alteraciones en los patrones del clima es un problema ligado al modelo de desarrollo de nuestra sociedad, en donde cada vez se ejerce una mayor presión por el aumento de la productividad, mayor necesidad de alimentos y bienes, y por consiguiente una mayor demanda energética. Por lo tanto, cualquier medida de mitigación de estos gases y/o

restricción de las actividades humanas debe ser coherente con la dinámica económica de los sectores productivos implicados y a su vez responsable con la protección del medio ambiente.

## **I.2 PROBLEMÁTICA DE LAS MEDIDAS DE MITIGACIÓN DE GEI Y NH<sub>3</sub> DEL SECTOR AGROPECUARIO**

El éxito de una medida de mitigación estará determinado por los resultados de un inventario de emisiones; sin embargo, estos instrumentos estratégicos presentan una gran cantidad de incertidumbres, las cuales se transforman en un problema al momento de evaluar la efectividad real que tiene una medida específica.

La magnitud de las emisiones en las distintas etapas de la gestión agrícola y ganadera (cría de animales, gestión de estiércoles, tareas de cultivo y fertilización de las tierras) se estima a partir de factores de emisión (FE) (p. ej., kg N<sub>2</sub>O/ha·año, g CH<sub>4</sub>/cabeza animal·día) y una variable de actividad (p. ej., ha, número de cabezas animales). Estos FE se obtienen mediante condiciones estandarizadas y como tal, poseen incertidumbres; y aunque la mayoría de las metodologías disponibles otorgan la posibilidad de ajustar los FE, a las condiciones locales (clima) o etapa fisiológica de un animal, aun permanecerán importantes fuentes de error relativas al amplio abanico de prácticas agrarias.

### **Metano (CH<sub>4</sub>)**

La mayor parte del CH<sub>4</sub> de origen agropecuario proviene de la fermentación entérica<sup>4</sup> del ganado (Yusuf *et al.*, 2012), ya que una importante proporción del consumo energético de los animales se pierde en forma de este gas. Otras fuentes de carácter secundario son la degradación anaerobia de los cultivos de arroz y la descomposición de la materia orgánica contenida en los estiércoles y purines (Stern y Kaufmann, 1996).

Los métodos para estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> producidas por el ganado requieren definiciones de sub-categorías, poblaciones anuales; y en el caso de requerir un nivel de mayor precisión se debe considerar la ingesta de alimentación en base a las necesidades energéticas del animal, es decir, energía de mantenimiento, crecimiento, lactancia, fuerza de tiro, entre otras. La estimación de emisiones de CH<sub>4</sub> por fermentación entérica del ganado puede alcanzar incertidumbres de ±20%, relativas a la caracterización del ganado y también a sus dietas (IPCC, 2006).

---

<sup>4</sup> La fermentación entérica es parte del proceso digestivo de los animales, donde microorganismos metanogénicos descomponen los carbohidratos y los transforman principalmente en CH<sub>4</sub>.

Otro ejemplo de las incertidumbres antes mencionadas se presenta en la estimación de las emisiones provenientes del manejo de estiércol. El procedimiento de cálculo se basa en la suposición de que el estiércol tiene una capacidad máxima de producción de metano (ultimate methane yield,  $B_0$ ), la cual se obtiene a partir de pruebas experimentales en condiciones de laboratorio. A continuación, con la ayuda de un factor de conversión de metano (methane conversion factor, MCF), se estima la proporción de  $B_0$  que será emitida a la atmósfera como  $\text{CH}_4$ . Los MCFs se obtienen a partir de la opinión de expertos que llegan a un consenso del valor adecuado en función de las técnicas de manejo de residuos que se aplican y tipo de zona climática en cuestión (IPCC, 2006).

### Óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ )

Las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  se originan de manera natural a partir de los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación (Maag y Vinther, 1996), donde bacterias especializadas descomponen la materia orgánica a través de reacciones sucesivas, oxidando el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) a ion nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y posteriormente a través de una reducción anaerobia reducen el  $\text{NO}_3^-$  a nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ), generándose en ambos procesos emisiones de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) como producto intermedio. Esta oxidación y reducción bacteriana se encuentra determinada por un gran número de condiciones ambientales y del sustrato edáfico, como son el contenido de agua, temperatura, carbono orgánico y pH (Mosier *et al.*, 1998c). La Figura I-3 a continuación representa la secuencia de producción de  $\text{N}_2\text{O}$  mediante nitrificación-desnitrificación.

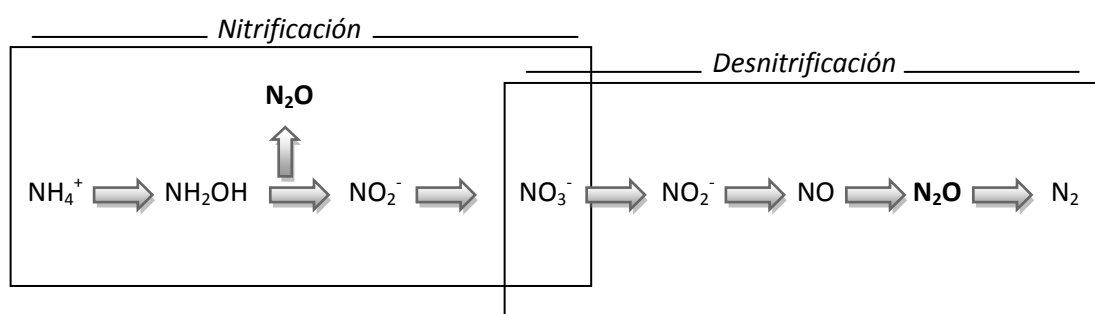


Figura I-3 Representación de los dos procesos responsables de la producción de  $\text{N}_2\text{O}$

Las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  del sector agropecuario se caracterizan por una alta variabilidad espacial y temporal, debido a las interacciones entre las variables físicas, químicas y biológicas que intervienen en los flujos desde las fuentes hacia la atmósfera. En la práctica, esta variabilidad se traduce en que las emisiones asociadas a cada una de las fuentes del sector (estabulación animal, gestión estiércol, almacenamiento, fertilización mineral y orgánica) se

encuentren sometidas a importantes incertidumbres (Bouwman *et al.*, 1995, Oenema *et al.*, 2005).

En términos generales, se puede decir que las emisiones directas de  $N_2O$  procedentes de la fertilización mineral alcanzarían al  $1\pm0,25\%$  del nitrógeno (N) aportado a los cultivos (Bouwman, 1996, Gregorich *et al.*, 2005), cuyo valor exacto (valor seleccionado de FE) obedecerá de las condiciones climáticas, tipo de suelo y formulación del fertilizante. De aquí se desprende que la incertidumbre relativa a la estimación de  $N_2O$  por fertilización mineral, dependerá principalmente del FE, ya que la variable de actividad será conocida, es decir, su contenido de N. En contrapartida, la estimación de las emisiones de  $N_2O$  del sector ganadero estará sometida a las incertidumbres inherentes a los FE y en gran medida a la variable de actividad (nitrógeno excretado,  $N_{EX}$ ).

La estimación de emisiones de  $N_2O$  del sector ganadero se basa en la hipótesis de que un determinado porcentaje del nitrógeno contenido en la alimentación del animal no es aprovechado por éste; proporción que dependerá de su estado fisiológico y de la formulación del alimento (Canh *et al.*, 1998, Broderick, 2003). Este  $N_{EX}$  se encontrará sometido a reacciones a lo largo de las etapas de gestión ganadera, donde distintas proporciones de subproductos gaseosos serán emitidos a la atmósfera en cada una de ellas. Es así como las emisiones globales de  $N_2O$  procedentes del sector pecuario (cría de animales, gestión de estiércoles, pastoreo y abono orgánico) se estimaron en 2,7 Tg (teragramo<sup>5</sup>) para el año 1989, que podrían oscilar entre 0,72 y 4,2 Tg/año, lo que implicaría que el sector ganadero podría ser responsable de entre el 30% al 50% de las emisiones totales del sector agropecuario (Mosier *et al.*, 1998b), lo que demuestra la gran incertidumbre en su estimación.

### **Amoníaco ( $NH_3$ )**

En el desarrollo de esta tesis al hablar del  $NH_3$  también de manera indirecta nos referimos a su producto de reacción, el  $NH_4^+$  (compuestos que son denominados de manera conjunta como  $NH_x$ ). En la práctica, el excedente de nitrógeno que no es utilizado por los animales y que se excreta en forma de urea ( $CO(NH_2)_2$ ) o ácido úrico ( $C_5H_4N_4O_3$ ) se transforma en cuestión de pocos días en  $NH_3$  (Cortus *et al.*, 2008); sin embargo, la transformación de  $NH_3$  a  $NH_4^+$  también se presenta de manera rápida, proceso que dependerá de la concentración de  $NH_3$  en el aire (Asman *et al.*, 1998) y del pH de la solución, desplazándose a favor del ion amonio a pH neutros o ácidos (Freney *et al.*, 1983). Por otra parte, la fracción de  $N_{EX}$  en forma

---

<sup>5</sup> Tg= teragramo, equivale a  $10^{12}$  g o  $10^6$  t

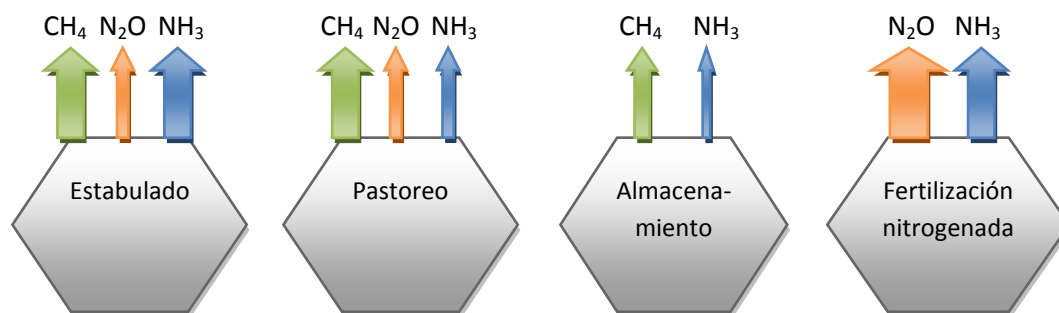
orgánica ( $R-NH_2$ ), es decir proteínas y aminoácidos, puede tardar años en degradarse a formas inorgánicas (Fauci y Dick, 1994).

Respecto a los residuos ganaderos y en términos generales, se puede decir que más del 30% del  $N_{EX}$  por los animales se emite hacia la atmósfera principalmente como  $NH_3$  (Kirchmann *et al.*, 1998), y seguido de menores proporciones de  $N_2O$ ,  $NO$  y  $N_2$ , que en su conjunto no alcanzarían el 1% de este nitrógeno residual (EEA, 2009).

Las emisiones de  $NH_3$  (y  $NH_4^+$ ) se presentan en toda la cadena de gestión del estiércol, desde los establos, durante el almacenamiento, hasta su aplicación como enmienda. La mayoría de los inventarios del sector ganadero, aunque difieren en la proporción exacta, coinciden en que la mayor cantidad de emisiones de  $NH_3$  se producen durante la fertilización (35-45%), seguidas del estabulado (25-35%) y finalmente con una proporción menor (15-25%) aquellas que se emiten en las etapas de pastoreo y almacenamiento.

Al igual que las emisiones de  $N_2O$ , el algoritmo de estimación para el  $NH_3$  se desarrolla en dos etapas: la primera, destinada a cuantificar el contenido de  $N_{EX}$  en los estiércoles animales, y la segunda, enfocada a estimar las emisiones de  $NH_3$  a partir del flujo de  $N$  en cada una de las distintas etapas de gestión. Por tal razón, los inventarios estarán sometidos a la dualidad de incertidumbres que provienen de la tasa de excreción, cifrada en  $\pm 50\%$  (EEA, 2009); y aquellas que relativas al FE, que presenta valores de incertidumbres desde  $\pm 14\%$  (fertilización purines porcinos) hasta  $\pm 136\%$  (pastoreo bovinos) (EEA, 2009).

A pesar de la gran cantidad de incertidumbre que existe en torno a los inventarios de emisiones del sector agropecuario, donde la proporción con que estos gases ( $CH_4$ ,  $N_2O$  y  $NH_3$ ) se emiten a la atmósfera, en cada una de las etapas de gestión, es muy variable, existe un claro consenso respecto a que la principal fuente de  $CH_4$  es la generación biológica en condiciones anaerobias, incluyendo la fermentación entérica, seguida del almacenamiento de estiércoles y purines (Lelieveld *et al.*, 1998, Mosier *et al.*, 1998a). El  $N_2O$  se originará principalmente en la etapa final de gestión (fertilización) a través de los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación (Beauchamp, 1997, Mosier *et al.*, 1998b). En tanto que el  $NH_3$  se emitirá en similares proporciones en las etapas de estabulado y fertilización. La Figura I-4 a continuación representa de manera gráfica la distribución de estas emisiones en las distintas etapas de gestión agropecuaria.



*Nota: El tamaño de las flechas indica proporción de emisiones en cada una de las etapas*

Figura I-4 Emisiones de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{NH}_3$  en las etapas de gestión agropecuaria

En respuesta a esta conocida distribución de las emisiones del sector agropecuario, tanto la comunidad científica, como los responsables de las políticas medioambientales, han llevado a cabo importantes esfuerzos en el estudio de técnicas de mitigación de GEI y  $\text{NH}_3$ , y en el desarrollo de planes nacionales que afronten esta problemática. Las medidas de mitigación van desde sencillas prácticas agrarias, como la restricción de aplicación de fertilizantes en determinados periodos del año o prohibición de su aplicación en terrenos inclinados (optimización fertilizante y menor riesgo lixiviación de nitratos), hasta medidas que requieren la implementación de tecnologías más complejas, como la digestión anaerobia para el tratamiento de residuos ganaderos.

En el caso del  $\text{CH}_4$  y en particular aquellas emisiones provenientes de la fermentación entérica del ganado bovino, las técnicas de mitigación se centran en la manipulación de la dieta del ganado; es decir, orientadas a mejoras en la digestibilidad (Martin *et al.*, 2008) o incorporación de aditivos para la inhibición de la metanogénesis en el rumen del animal (Boadi *et al.*, 2004). Otras nuevas técnicas, como el uso de probióticos pueden ser consultadas en Martin *et al.* (2010), quienes realizan una exhaustiva revisión de las mejores técnicas disponibles en la actualidad.

De manera similar al  $\text{CH}_4$ , se ha demostrado que la modificación de la dieta de los animales también puede tener un importante efecto sobre las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en la etapa de gestión del estiércol. Existen estudios que indican que aportando dietas con un contenido reducido de proteína y suplementándola con aminoácidos, se generaría una disminución de  $\text{N}_{\text{EX}}$  del orden del 20%, esto sin afectar a la productividad del animal (Aarnink y Verstegen, 2007, Powell *et al.*, 2008). Sin embargo, debido a la importancia de la etapa de fertilización en el volumen global de emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  del sector agropecuario, la mayoría de las técnicas de mitigación se centran en esta última.



Entre estas técnicas de mitigación, podemos mencionar aquellas que no cuentan con un claro consenso respecto a su efectividad, p. ej., la separación de las fases sólida y líquida de purines (Bertora *et al.*, 2008) o distintos métodos de incorporación del fertilizante al suelo (rampa multi-boquilla, tubos colgantes, inyección) (Webb *et al.*, 2010). En contrapartida, la adición de inhibidores de nitrificación (Mosier *et al.*, 1996, McTaggart *et al.*, 1997); y aquellas técnicas que intentan ajustar el contenido de nitrógeno aportado, es decir, tiempo óptimo de aplicación (Millar *et al.*, 2010) y estimación del contenido de nutrientes mediante técnicas indirectas (conductimetría o densidad), gozan de un amplio respaldo científico y político, que se traduce en estudios locales de caracterización de residuos ganaderos (Moral *et al.*, 2005, Sánchez y González, 2005, Yagüe *et al.*, 2012).

Por su parte, el  $\text{NH}_3$  es quizás uno de los contaminantes del sector ganadero con una mayor cantidad de interacciones y factores que determinan su volatilización; y como tal, existen una gran cantidad de medidas de mitigación. Entre ellas se pueden mencionar aquellas orientadas a la separación de la orina y heces de los animales (Kroodsma, 1986, Lachance *et al.*, 2005); aumento de la frecuencia de remoción de estiércoles y purines (Hartung y Phillips, 1994); captura de emisiones, p. ej., cubierta con bolas de arcilla, cubiertas permeables de astillas de madera (Nicolai *et al.*, 2005, Balsari *et al.*, 2006, Guarino *et al.*, 2006); aditivos acidificantes (Vandré y Clemens, 1996, Panetta *et al.*, 2005, Kai *et al.*, 2008); fijadores de amonio, p. ej., zeolitas o turba de musgo (Barrington y Moreno, 1995, Tiwari, 2007); y técnicas de aplicación del fertilizante (p. ej. inyección/enterrador) (Sommer y Hutchings, 2001). Una completa visión del panorama acerca de las técnicas de mitigación de  $\text{NH}_3$  ha sido realizada por Ndegwa *et al.* (2008) y Philippe *et al.* (2011).

De los párrafos precedentes se desprende la gran variedad de técnicas de abatimiento disponibles, con apreciables diferencias, algunas orientadas a la pre-excreción de los animales (manipulación en la dieta); otras, posterior a la excreción (acidificantes); y aquellas enfocadas en optimizar la dosificación de fertilizantes. Sin embargo, todas ellas tienen un denominador común: **un coste de implementación asociado**. Por ejemplo, en el caso de las emisiones de  $\text{NH}_3$ , en el «Documento de referencia sobre las mejores técnicas de control y reducción de emisiones de amoníaco» (UNECE, 2007), se expone una completa revisión al respecto; donde medidas de bajo coste, como la cubierta de lagunas anaerobias con leca balls (arcillas), implicaría un coste anual del orden de 1,1 €/m<sup>3</sup> de purín-año. La inyección profunda de purines en campos de cultivo, alcanzaría los 2,89 €/m<sup>3</sup>; y la acidificación de purines y estiércoles llegaría a un máximo de 11,40 €/m<sup>3</sup>-año.

Es indudable el gran potencial de abatimiento que poseen todas estas medidas, pero su principal problemática radica en su coste adicional de implementación, que alguien debe solventar.

Es un hecho que las técnicas de mitigación pueden considerarse como una carga retributiva a favor del desarrollo sostenible; y que las subvenciones sectoriales (PAC<sup>6</sup>) al igual que una ayuda y reconocimiento de la importancia del sector agropecuario en el desarrollo socioeconómico también implican una responsabilidad de acatar las normativas ambientales. Sin embargo, ante tal situación, es razonable preguntarse: ¿Quién debe asumir este coste económico?, ¿el ganadero?, ¿el consumidor final? La contaminación de GEI y NH<sub>3</sub> se produce en las granjas y en los campos agrícolas; pero, estas son producto de la creciente demanda de los consumidores, y quizás serían ellos quienes deberían asumir de manera íntegra el coste de tales reducciones.

### **I.3 PROPUESTA DE PLANIFICACIÓN TERRITORIAL PARA LA DISMINUCIÓN DE GEI Y NH<sub>3</sub> DEL SECTOR AGROPECUARIO**

El rol de la agricultura y ganadería en las emisiones de GEI es ampliamente conocido, al igual que las oportunidades que presenta como una de las principales fuentes de mitigación y/o reducción de gases de efecto invernadero (Cole *et al.*, 1997, Johnson *et al.*, 2007, Smith *et al.*, 2008); reducción que podría alcanzar a 5.500-6.000 Mt CO<sub>2eq</sub> por año (Smith *et al.*, 2008). A pesar de este gran potencial de abatimiento, existe una gran cantidad de barreras que separan al «potencial técnico» del que realmente podría ser alcanzado en un futuro; dentro de las principales restricciones se pueden mencionar: barreras políticas, institucionales, sociales, y quizás las más importantes, las económicas. Ante tal panorama, quizás resulta más razonable enfocar la mitigación del sector agropecuario en aquellas medidas que no impliquen un elevado coste adicional, y en las cuales la autoridad político-ambiental tenga una participación directa.

Johnson *et al.* (2007) señalan que existen sencillas prácticas agrarias con un importante papel en la mitigación de GEI, entre ellas: i) disminución del laboreo de las tierras de cultivo, ii) modificación de las dietas del ganado y **iii) optimización del uso de fertilizantes nitrogenados (minerales o estiércoles)**. La propuesta de planificación territorial para la

---

<sup>6</sup> PAC, política agraria común de la Unión Europea.

disminución de GEI y  $\text{NH}_3$  del sector agropecuario, en la cual se enmarca esta tesis, se centra en esta última línea de acción.

A pesar de las ventajas ecológicas y oportunidades económicas que presenta el uso de las deyecciones ganaderas como abono, cualquier estrategia de gestión de estiércoles deberá, necesariamente, considerar los riesgos ambientales asociados a su aplicación sobre el suelo, más aún cuando existen evidencias científicas que demuestran que cerca del 50% del nitrógeno aportado puede perderse hacia la atmósfera ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$  o  $\text{N}_2$ ), o bien puede infiltrarse hacia las aguas subterráneas en forma de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (Smil, 1999, Hilhorst *et al.*, 2001, Delgado, 2002, Eickhout *et al.*, 2006).

Respecto al  $\text{NH}_3$ , uno de los aspectos medioambientales más preocupantes es su responsabilidad en la acidificación de los suelos (Van Breemen *et al.*, 1982) y eutrofización de los ecosistemas (Pearson y Stewart, 1993), lo que se ha traducido en una gran cantidad de publicaciones respecto a los daños ambientales que puede traer consigo la concentración de actividades agropecuarias como principales fuentes emisoras (Fangmeier *et al.*, 1994, Bobbink *et al.*, 1998, Van Der Eerden *et al.*, 1998, Krupa, 2003, Bobbink *et al.*, 2010).

Por otra parte, los nitratos son perfectamente solubles en agua, de tal forma que pueden ser arrastrados fácilmente por percolación de aguas de riego y escorrentía, conllevando un riesgo de contaminación de las aguas subterráneas (Menzi, 2001). Es un hecho que las concentraciones de nitratos en los acuíferos están relacionados con el exceso de nitrógeno que es incorporado al suelo agrícola (Foster *et al.*, 1982, Gustafson, 1983, Zhang *et al.*, 1996, Oenema *et al.*, 1998, Capri *et al.*, 2009), donde hasta un 35% del N contenido en los fertilizantes podría llegar a los acuíferos por lixiviación (Böhlke y Denver, 1995, Smil, 1999).

Debido a la conciencia internacional sobre el riesgo que representa la sobrecarga de nutrientes (minerales u orgánicos); en el año 1991 se constituyó la Directiva europea sobre nitratos (91/676/CEE), relativa a la protección de las aguas (subterráneas y superficiales). Esta normativa establece los límites máximos de concentración de nitratos en las aguas para consumo humano (50 mg/l); orienta las medidas de control y buenas prácticas agrarias; y dicta las directrices para que todos los Estados miembros de la Comunidad Europea, diseñen sus propias políticas ambientales de control, es decir, designación de Zonas Vulnerables a Nitratos (ZVN), zonas afectadas y confección de mapas de vulnerabilidad, entre otras (EEC, 1991).

Aunque la Directiva de Nitratos tuvo su génesis en la protección directa del ser humano, durante los últimos años se ha comprobado que sus medidas han tenido otro importante efecto positivo, ya que «*Producto de la aplicación de la Directiva se han disminuido las emisiones de  $N_2O$ ,  $NH_3$  y las pérdidas totales de nitrógeno por lixiviación*», dichas reducciones a nivel EU-27 alcanzarían un 6,3%, 3,4% y 16,4%, respectivamente»(EC, 2009).

Ante tal panorama favorable y aún con margen de mejora (oportunidades de abatimiento); la nueva propuesta de planificación territorial de esta tesis, intentará determinar los mejores terrenos agrícolas (más idóneos) en los cuales los residuos ganaderos podrían ser utilizados como enmienda de los cultivos. La metodología que se presenta en esta tesis se desarrolla en torno al concepto de «**vulnerabilidad**», entendiendo que existen territorios que serán más vulnerables que otros a la contaminación; y no solo en lo que se refiere al riesgo de contaminación de las aguas subterráneas (Vrba y Zaporozec, 1994), sino en un sentido más amplio, donde un territorio que carece de acuíferos consolidados, no necesariamente estará libre del «riesgo ambiental», ya que podría estar sometido a fenómenos de contaminación como la acidificación de los suelos o eutrofización.

Las actuales metodologías para la determinación de ZVN más que en una planificación previsora, se basan en la evidencia del daño ambiental; designando como «zonas vulnerables» aquellos territorios en los cuales existen pruebas que demuestren la contaminación; lo que desde el punto de vista del autor de esta tesis, le otorgaría de manera más correcta la categoría de «vulnerada» o «afectada».

Por tal motivo, y acorde a los principios del desarrollo sostenible, en esta tesis se desarrollará un modelo paramétrico de Evaluación Multicriterio (EMC): **Índice de Vulnerabilidad a Nitratos de origen Agrario (IVNA)** a través de un novedoso enfoque de preferencia lógica (**Logic scoring of Preference, LSP**), que permitirá definir distintos grados de fragilidad del territorio en función de sus características (hidrogeológicas y medioambientales), aplicándose a la Comunidad Autónoma de Aragón; modelo que a su vez, será fundamental en la determinación de los terrenos óptimos para la disposición final de los residuos orgánicos.

En lugar de responder a la cuestión sobre quién debe hacerse cargo de las emisiones de GEI y  $NH_3$  del sector agropecuario, se piensa que en primera instancia, los esfuerzos deberían centrarse en una adecuada planificación territorial de asignación de fertilizantes nitrogenados (minerales y orgánicos); donde la legislación de protección ambiental debe ser vista como la facilitadora de un escenario «win-win» (Chadwick *et al.*, 2011), que por una parte valoriza económicamente un residuo y adicionalmente combate el cambio climático.

## I.4 OBJETIVOS DE LA TESIS

Los residuos ganaderos (purines y estiércoles) contienen importantes cantidades de: i) nitrógeno (N), principalmente en su forma amoniacal (Yagüe *et al.*, 2012); ii) carbono (C) (Møller *et al.*, 2004) y iii) elevados contenidos de agua, que en el caso de los purines porcinos puede llegar al 90% (Bonmatí y Magrí, 2007); condiciones suficientes para que se lleven a cabo los procesos biológicos que originan las emisiones de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y NH<sub>3</sub>. Por lo tanto, en lugar de fomentar cargas económicas al sector agropecuario o al consumidor final, parece más coherente plantear métodos de planificación y gestión de las deyecciones ganaderas desde el punto de vista territorial. La propuesta de esta tesis se encuentra relacionada con las metodologías planteadas por Jain *et al.* (1995), Teira-Esmatges y Flotats (2003) y Passuello *et al.* (2012).

El interés particular en las emisiones y lixiviados de nitrógeno del sector agrícola y ganadero se basa en la dualidad de su participación en el cambio climático y la necesidad de valorizar un residuo como los purines y estiércoles (eficiencia energética). Es por ello que el objetivo de la tesis es doble; en primera instancia, se centra en el ***desarrollo de un modelo paramétrico de EMC, para la designación de zonas con distintos grados de vulnerabilidad ambiental***; y en segundo lugar, se obtiene un ***mapa de idoneidad que define las zonas óptimas donde los residuos ganaderos podrían ser utilizados como enmienda***.

Como región de aplicación de la metodología propuesta se ha elegido a la Comunidad Autónoma de Aragón, región en la cual el sector del ganado porcino es la principal actividad económica dentro del sector agropecuario, representando un 35% del PIB agrario (DGA, 2010a).

Para el cumplimiento del primer objetivo, se llevará a cabo una secuencia de tareas, que van desde el análisis geoestadístico de las concentraciones de nitratos, primera visión general de esta problemática, hasta aquellas que permiten la formalización del modelo paramétrico **IVNA-LSP** y la obtención de un mapa de vulnerabilidad de Aragón. Los objetivos específicos de esta primera etapa son los siguientes:

- Revisión del estado del arte respecto a la modelización de la vulnerabilidad del territorio a fenómenos de contaminación por nitratos.
- Análisis geoestadístico de las concentraciones de nitratos presentes en las masas de aguas subterráneas de Aragón.

- Determinación del set de factores hidrogeológicos (FH) y medioambientales (FM) que determinarán la vulnerabilidad del territorio.
- Revisión de las técnicas de evaluación multicriterio disponibles.
- Diseño y justificación de la estructura del modelo paramétrico EMC propuesto: Índice de Vulnerabilidad ante la contaminación de Nitratos de origen Agrario (IVNA-LSP).
- Análisis de sensibilidad del modelo IVNA LSP y validación de los resultados.

En relación al segundo objetivo general, producto de la intensificación de la actividad agraria, de la desigual distribución de las explotaciones ganaderas, del incremento sostenido de la cabaña porcina y con ello el aumento de los residuos de origen animal sin un destino ambientalmente sostenible, la determinación de aquellas zonas en donde purines y estiércoles pueden ser esparcidos, sin que ello implique un riesgo medioambiental, es un importante reto y oportunidad en la valorización de un residuo.

En el último capítulo de esta tesis, a partir del modelo **IVNA-LSP** y una serie de restricciones medioambientales (p. ej., áreas de protección de agua superficiales, zonas naturales protegidas, pozos de consumo humano), se confecciona el mapa de idoneidad de Aragón para la fertilización mediante purines porcinos.

Los objetivos específicos en la consecución de la segunda parte de la tesis son los siguientes:

- Obtener un panorama general de la concentración de instalaciones de ganado porcino en Aragón.
- Seleccionar el conjunto de restricciones ambientales y de protección del ser humano que serán introducidos en la plataforma del sistema de información geográfica (SIG).
- Obtención del mapa de idoneidad para la aplicación de purines porcinos como enmienda orgánica.

La concentración de las granjas porcinas en Aragón plantea un importante desafío en la gestión sostenible de los residuos generados por esta actividad productiva. Una alternativa para abordar esta problemática es realizar una planificación basada en un ordenamiento territorial coherente con la protección del medio ambiente, como es el caso del mapa de idoneidad propuesto en esta tesis, el cual es desarrollado a partir de un novedoso modelo EMC con un enfoque LSP que elimina el carácter compensatorio de los métodos de evaluación multicriterio tradicionales.

## I.5 CONTENIDOS Y METODOLOGÍA GENERAL DEL ESTUDIO

El trabajo desarrollado en esta tesis se ha estructurado en seis capítulos. En el primer capítulo, en el que se incluye este epígrafe, se ha realizado una completa descripción del contexto en el cual se enmarca la investigación, además se presentan los objetivos generales y específicos del estudio.

- **Capítulo II:** proporciona el contexto general del concepto de «*vulnerabilidad del territorio*» abordado en esta tesis. En primer lugar, se realiza una breve explicación de la complejidad de las emisiones nitrogenadas del sector agropecuario y una caracterización de las fuentes difusas de origen agrario; seguido de una descripción de los procesos de formación de nitratos y la normativa medioambiental vigente. A continuación se realiza una revisión bibliográfica de los llamados «Índices de vulnerabilidad» y se analiza la situación de España en la determinación de ZVN. Finalmente, se desarrolla un análisis geoestadístico de la concentración de nitratos de las aguas subterráneas, lo cual otorga el marco introductorio al problema de heterogeneidad espacial del fenómeno de contaminación.
- **Capítulo III:** presenta el marco teórico de la modelización paramétrica y la base para la formalización del modelo: **Índice de Vulnerabilidad a la contaminación por Nitratos de origen Agrario (IVNA)**. En este capítulo, a partir de *funciones de pertenencia Fuzzy*<sup>7</sup> se realiza la normalización de 11 factores que serán los datos de partida del modelo paramétrico.
- **Capítulo IV:** en el desarrollo de este capítulo se construye un modelo paramétrico de vulnerabilidad del territorio con los factores normalizados en el capítulo previo. El modelo propuesto se diseña mediante el enfoque original de **Logic Scoring of Preferences (LSP)** (Dujmović y Nagashima, 2006), el cual integra operadores booleanos de agregación que permiten establecer distintos grados de preferencia lógica. Como resultado final se confecciona un mapa de vulnerabilidad del territorio de Aragón ante el fenómeno de contaminación por nitratos de origen agrario.

---

<sup>7</sup> La función de pertenencia fuzzy de un conjunto nos indica el grado en que cada elemento de un universo dado pertenece a dicho conjunto; en el caso de IVNA se establecerá en base a la vulnerabilidad.

- **Capítulo V:** a partir del modelo **IVNA-LSP** y su incorporación en la plataforma SIG, se añaden factores de restricción (protección del ser humano y recursos naturales). La incorporación de estos factores, generará un mapa de idoneidad ante la acción de una actividad potencialmente contaminante (aplicación del residuo orgánico). Por lo tanto, este mapa de idoneidad proporcionará una herramienta de gestión de residuos orgánicos de origen animal, estableciendo zonas ambientalmente idóneas (menos frágiles) a la aplicación de purines como enmienda orgánica de los cultivos de Aragón.
- **Capítulo VI:** último capítulo, se sintetizan las aportaciones del trabajo realizado y las principales líneas de investigación que quedan abiertas a la luz del trabajo desarrollado y de los resultados obtenidos.

En la Figura I-5 se muestra la representación gráfica de la metodología general de estudio.

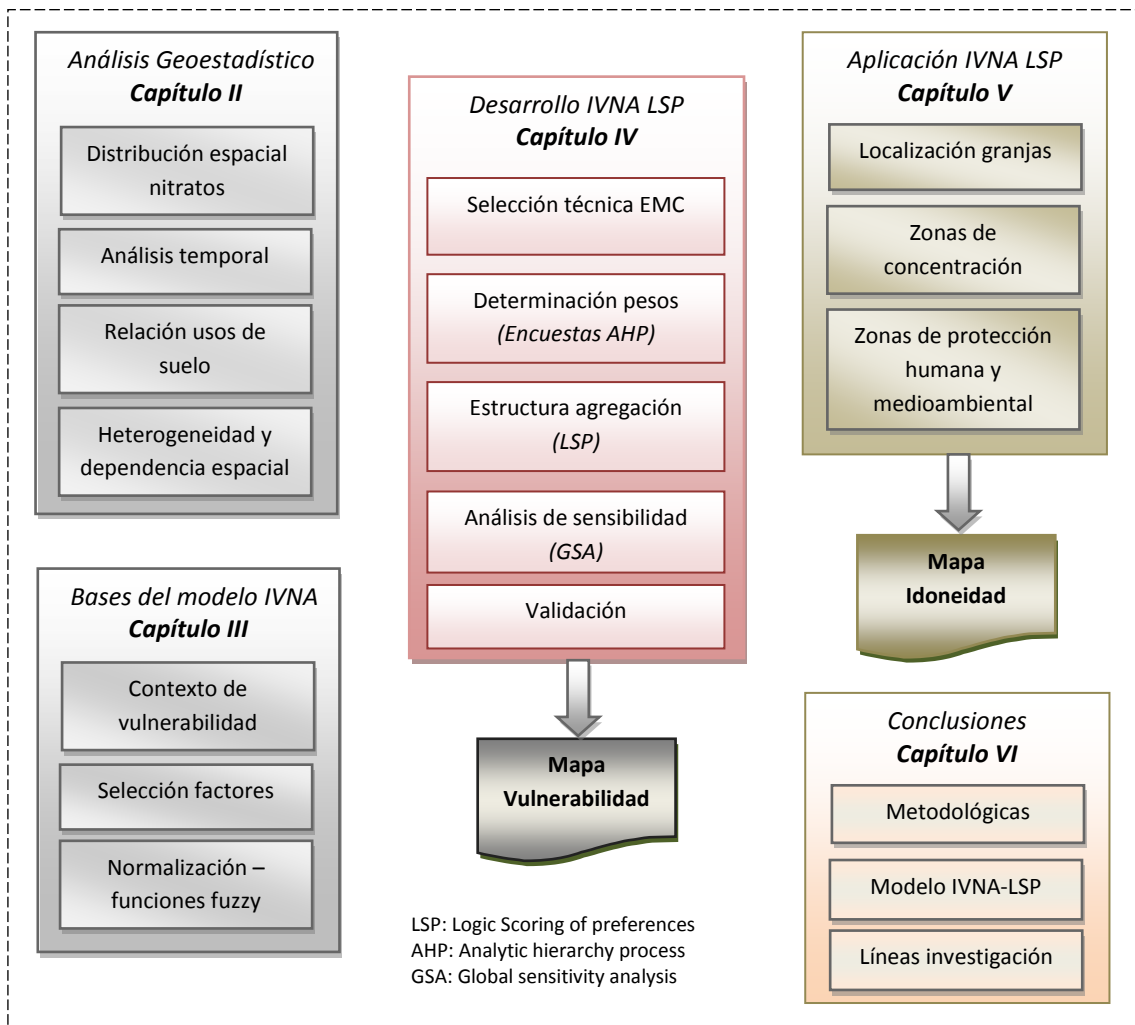


Figura I-5 Metodología general del trabajo abordado en la presente tesis



## **II. VULNERABILIDAD DEL TERRITORIO A LA CONTAMINACION POR NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO**

En el ámbito de la contaminación, el término «vulnerabilidad» no es una característica absoluta, sino más bien una relación (no cuantificable) que permite determinar donde es más probable que existan procesos de contaminación que afecten tanto al medio ambiente como al ser humano. Los primeros intentos por representar mapas de vulnerabilidad fueron realizados por Margat (1968); desde entonces se han propuesto muchos métodos e indicadores que intentan establecer y jerarquizar zonas o regiones en función de su posibilidad de afección a procesos de contaminación

El concepto de «vulnerabilidad» en torno al cual se desarrolla esta tesis se refiere al riesgo al cual está sometido el territorio en su sentido más amplio. Si bien el eje central se desarrolla en torno a la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, también se intenta abordar de manera indirecta el riesgo potencial al cual están sometidos aquellos terrenos sobre los cuales no existe una masa de agua subterránea consolidada, pero que no están exentos a presiones medioambientales como la eutrofización y acidificación producto de los aportes nitrogenados de la agricultura y ganadería.

En las siguientes secciones del capítulo se proporciona el marco introductorio sobre el cual se desarrolla el modelo paramétrico IVNA-LSP, y se aporta una visión general de la problemática de la contaminación de nitratos de origen agrario, que abarca desde una descripción de sus procesos de formación, pasando por la legislación ambiental vigente y culminando con un análisis geoestadístico de las concentraciones de nitratos de las acuíferos de Aragón.

## II.1 INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, tras el considerable deterioro de la calidad de las aguas subterráneas en diferentes regiones del mundo, se ha señalado a la agricultura y ganadería como las principales fuentes antropogénicas, no puntuales o difusas de contaminación por nitratos de los acuíferos (Carey y Lloyd, 1985, Strebel *et al.*, 1989, Carpenter *et al.*, 1998, Agrawal *et al.*, 1999a, Cambardella *et al.*, 1999, Gusman y Mariño, 1999, McLay *et al.*, 2001, Mahvi *et al.*, 2005, Ledoux *et al.*, 2007).

Una de las dificultades en la evaluación de la contaminación de las aguas subterráneas viene dada porque es un proceso lento, cuya manifestación causa-efecto puede tardar en identificarse, principalmente debido a su lento ritmo de renovación, que en el caso de un acuífero con una permeabilidad media<sup>8</sup> puede oscilar entre 10-50 cm/d (Freyberg, 1986). Además, otra complejidad en el estudio de la contaminación de los acuíferos a partir de fuentes difusas, es que las «entradas» son difíciles de medir, ya que se derivan de actividades dispersas en grandes superficies territoriales y su magnitud es variable en el tiempo debido a los efectos del clima (Carpenter *et al.*, 1998).

La cuantificación exacta del N que es lixiviado a las aguas subterráneas es una tarea prácticamente imposible, debido a la compleja interacción entre las prácticas agrarias, el proceso de recarga de un acuífero, los procesos de transformación del nitrógeno en el medioambiente y las características del sistema edáfico.

La normativa medioambiental de protección de las aguas subterráneas contempla la cuantificación de los aportes de N de distintas fuentes. Por ejemplo, el III Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables a la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias del Gobierno de Aragón aborda este tema, incluyendo de manera adicional, las fuentes indirectas como son: el N aportado por la materia orgánica del suelo, por el agua de riego ( $\text{NO}_3^-$ ) y el aporte residual de cultivos anteriores (alfalfa). Sin embargo, otro aporte que debería ser considerado es la deposición (seca y húmeda) de  $\text{NH}_x$ , más aún cuando existen antecedentes que demuestran que en regiones con una intensa actividad agropecuaria, dicho aporte podría alcanzar a 25 kg N/ha-año (Van Der Eerden *et al.*, 1998). El hecho de no considerar estos aportes ( $\text{NH}_x$ ) es debido a la gran complejidad de los procesos de emisión, transporte y deposición que gobiernan al  $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4^+$ .

---

<sup>8</sup> Permeabilidad media o conductividad hidráulica (K), flujo de agua que atraviesa una sección unitaria de acuífero, bajo la influencia de un gradiente unitario. Unidades: longitud/tiempo.

El  $\text{NH}_3$  es el componente alcalino más abundante de la atmósfera (Warneck, 1999), capaz de neutralizar una importante fracción de los compuestos ácidos formados a partir del dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ) y óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ). Por otra parte, su producto de reacción, el  $\text{NH}_4^+$ , es un importante precursor de los aerosoles atmosféricos (Asman *et al.*, 1998). La magnitud y dispersión de ambos estará determinada por su tasa de conversión (gas-partícula), y por la diferencia de los procesos que dominan su precipitación sobre el suelo (Asman *et al.*, 1998). Una importante fracción del  $\text{NH}_3$  (20 - 40%) se depositará cerca de las fuentes emisoras por medio del proceso de deposición seca<sup>9</sup> (Aneja *et al.*, 2001) como resultado de su reducida vida media atmosférica (1-5 días) (Warneck, 1999) y la baja altura de emisión efectiva de las fuentes, es decir a nivel de suelo. En contrapartida, la deposición húmeda<sup>10</sup> gobernará el destino del  $\text{NH}_4^+$ , donde en su calidad de partícula y con una vida media atmosférica de 1 a 15 días (Aneja *et al.*, 2001) puede ser arrastrado por las turbulencias y transportado a grandes distancias, alcanzando una escala de dispersión transfronteriza. p.ej. más del 10% de las emisiones de  $\text{NH}_3$  de España podrían ser depositadas sobre territorios de Portugal (Berge *et al.*, 1999).

Es evidente que el estudio de la deposición  $\text{NH}_x$  y su efecto sobre el medioambiente debe ser tratado mediante modelos de dispersión atmosférica a diferentes escalas, en función del distinto alcance de  $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4^+$  (Sutton *et al.*, 1998, Dragosits *et al.*, 2002), y que estos sobrepasan los objetivos de esta tesis. Sin embargo, la opinión del autor es que no debe desconocerse el riesgo potencial que implican las emisiones de  $\text{NH}_x$  en los fenómenos de acidificación de los suelos y eutrofización de los ecosistemas, donde un territorio con una intensa actividad agropecuaria y en el cual no existan masas de aguas subterráneas, no debe ser calificado a priori como «no vulnerable». Por esta razón, en el desarrollo de la tesis, aun cuando el eje central se desarrolla en torno a la protección del recurso hídrico, al referirnos al concepto de «vulnerabilidad» se hace en el contexto general del territorio.

En países donde el sector agrícola y ganadero ha alcanzado un fuerte desarrollo, como es el caso de España y de gran parte de la Unión Europea, el fenómeno de la contaminación por nitratos se encuentra ligado a dicha actividad en su doble vertiente agrícola y ganadera, convirtiéndose la caracterización de esta relación causa-efecto en uno de los objetivos básicos de la investigación actual sobre la materia (Babiker *et al.*, 2004, Nas y Berkday, 2006, Ghiglieri *et al.*, 2009, Huang *et al.*, 2012). A pesar de la difícil cuantificación de las fuentes de contaminación y de la complejidad de los procesos de transformación del N, una vez que se

---

<sup>9</sup> Deposición seca: El contaminante precipita sobre el suelo o vegetación por acción del viento y la gravedad.

<sup>10</sup> Deposición húmeda: El contaminante es arrastrado por las precipitaciones o se comporta como un núcleo de condensación al interior de las nubes.

identifican zonas de alto riesgo o vulnerables, es factible implementar medidas preventivas para reducir al mínimo el riesgo de contaminación (Tesoriero y Voss, 1997, Gardner y Vogel, 2005), como por ejemplo: ordenación espacial de las actividades productivas o designación de perímetros de protección. Interés en el cual se enmarca este estudio, particularmente en la determinación de un mapa de vulnerabilidad del territorio que considere las configuraciones hidrogeológicas y los efectos moderadores del territorio (suelo, clima y relieve), todo ello a través de un novedoso enfoque de EMC que elimina en gran medida el carácter compensatorio de los métodos tradicionales.

## **II.2 IMPORTANCIA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y CARACTERÍSTICAS DE LOS ACUÍFEROS**

### **II.2.1 Papel de las aguas subterráneas en las actividades humanas**

Desde los tiempos más remotos, los acuíferos han sido explotados para el consumo humano y como fuente de sustento para la agricultura y ganadería. Aunque en la antigüedad los procesos naturales de formación de los acuíferos eran desconocidos, actualmente se posee un conocimiento más detallado respecto a los factores que influyen tanto en la cantidad como en la calidad de las aguas subterráneas.

Dentro del ciclo hidrológico, los acuíferos poseen un rol fundamental al concentrar aproximadamente un 66% del total de agua dulce disponible en el planeta, y si restamos las reservas de hielos perpetuos (glaciares y hielos polares) esta proporción se elevaría al 95% del total de agua dulce efectivamente disponible para el consumo (Lvovitch, 1972). El 5% restante estaría conformado por el conjunto de aguas superficiales (lagos, ríos, embalses, pantanos).

En términos generales, se acostumbra a pensar en las aguas subterráneas como un recurso fundamentalmente destinado al consumo de regiones áridas o semi-áridas y es allí donde se les otorgaría un valor considerable. No obstante, su uso es transversal a toda la sociedad, debido a su calidad (generalmente apta para el consumo humano, sin grandes tratamientos) y su amplia disponibilidad espacial. Es así como el 75% de los residentes de la Unión Europea dependen de las aguas subterráneas para su consumo (EC, 2008).

En el caso de España, el consumo de agua subterránea se cifraría en un total de 30.000 hm<sup>3</sup>/año, los cuales en su gran mayoría serían utilizados por el sector agropecuario, destinándose solo 1.500 hm<sup>3</sup>/año a cubrir las necesidades de agua potable del sector urbano.

Los datos disponibles en el libro blanco del agua (MIMAM, 1998) establecen que un 30% de la población española es abastecida con aguas subterráneas, cifra muy por debajo de otros países europeos en donde prácticamente la totalidad de la población se abastece de esta fuente hídrica.

En la Figura II-1 se muestra la distribución porcentual del agua de consumo público según fuente superficial o subterránea de 15 países de Europa, en ella se aprecia que en aquellos países con grandes reservas de aguas subterráneas (Dinamarca, Austria, Islandia, Suiza, Italia y Portugal), más del 75% del agua de consumo público es extraída desde los acuíferos, y por ende es razonable que posean instrumentos ambientales más estrictos para la protección de un recurso tan vital como es el agua.

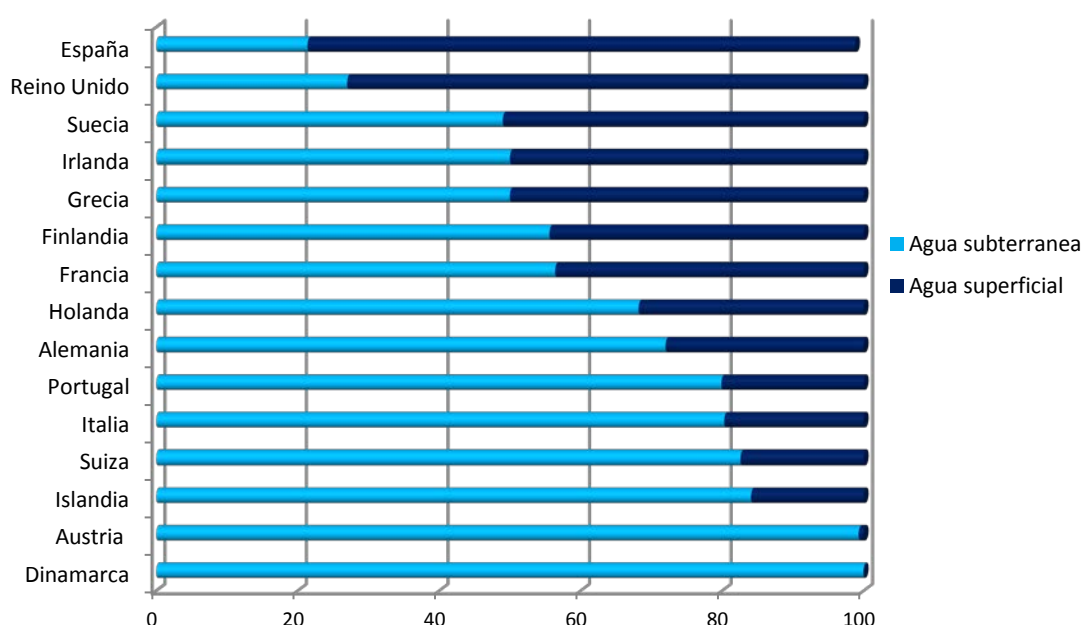


Figura II-1 Distribución porcentual del agua de consumo público según fuente superficial o subterránea (Krinner et al., 1999)

Los acuíferos juegan un rol fundamental en el ciclo hidrológico, siendo promotores del mantenimiento de humedales y cursos de agua superficiales (ríos, lagos, manantiales, vertientes). Por tales razones, existe una clara conciencia respecto a la importancia de este recurso como un elemento indispensable para la subsistencia y desarrollo económico de la sociedad. Además, de manera paulatina la visión de únicamente «reservorios de agua dulce» se ha ido modificando hacia una preocupación por su valor ambiental y la necesidad de un uso sostenible.

Desafortunadamente, debido a una serie de actuaciones incontroladas, generalmente ocasionadas por el hombre, algunos acuíferos se encuentran sobreexplotados, dando lugar a diversos problemas ambientales, como agotamiento de las reservas y deterioro de la calidad

natural del agua. La sobreexplotación de un acuífero se produce por una diferencia entre el rápido consumo de agua y la lenta capacidad de recarga del mismo, sobre todo en tiempos de sequía. Una prueba de la gran presión ambiental a la que están sometidos actualmente los acuíferos, es que existen más de 1700 millones de personas en el mundo, que viven en regiones donde su fuente de abastecimiento se encuentra bajo amenaza, y donde para mantener sus consumos futuros, los acuíferos deberían abarcar una superficie 3,5 veces mayor que la que realmente poseen (Gleeson *et al.*, 2012).

Por otra parte, la calidad de las aguas subterráneas es un concepto que se refiere principalmente a sus componentes físico-químicos, y delimitado por los objetivos del uso para el cual serán destinadas. Los objetivos de calidad presentan diferentes niveles de exigencia, de manera que, por ejemplo, resultan más estrictos en el caso de las aguas destinadas al consumo humano que si se trata de aguas para el riego de cultivos. En resumen, el término calidad hace alusión a la composición y características del agua bajo el punto de vista de una utilización o aplicación determinada. Además, debe tenerse en cuenta que la aptitud para un uso concreto viene determinada en función tanto de la presencia o ausencia de ciertos componentes, como del nivel de concentración en que se encuentren, p. ej., la Directiva de Nitratos establece los límites máximos de concentración de nitratos en las aguas de consumo humano (50 mg/l).

### **II.2.2 Origen de las aguas subterráneas**

El origen de las aguas subterráneas ha sido objeto desde la antigüedad de un gran número de teorías, desde aquellas que basaban su génesis en procesos de infiltración y condensación de aguas marinas en las cavernas subterráneas, hasta la teoría de la infiltración, la cual ha sido satisfactoriamente comprobada mediante el estudio de grandes series temporales de datos, que demuestran la relación directa entre las precipitaciones y la cantidad de agua contenida en los acuíferos (Todd y Mays, 1980).

La infiltración se origina por la acción conjunta de dos fuerzas: la gravedad y la atracción molecular. La magnitud de la infiltración y por lo tanto de la alimentación de los acuíferos, se verá influenciada por dos factores: i) las precipitaciones, que constituyen la fuente, y ii) condiciones del terreno, que son las responsables de facilitar en mayor o menor medida el proceso de infiltración (Horton, 1933).

De acuerdo con los conocimientos que se tienen del ciclo hidrológico (Maidment, 1992), en la Figura II-2 se muestra una adaptación resumida del ciclo hidrológico global, con la finalidad de presentar los procesos fundamentales: evapotranspiración (E), precipitación (PP),

escorrentía (Q) y almacenamiento (S), donde la forma más básica de expresar el balance hídrico se presenta en [II-1].

$$PP - \Delta S - E - Q = 0 \quad [II-1]$$

Las precipitaciones (PP) que caen sobre la superficie siguen distintos caminos, los que en rasgos muy generales pueden resumirse en: i) una parte no alcanza a llegar al suelo siendo retenida por la vegetación, la cual se devuelve nuevamente a la atmósfera como evaporación (E). ii) de la parte que llega al suelo, una fracción se mueve verticalmente a través de los horizontes del suelo mediante el proceso de infiltración y pasa a formar parte del almacenamiento del suelo (S). Si la intensidad de las precipitaciones sobrepasa la capacidad de infiltración del terreno se origina un movimiento horizontal de agua por la superficie, este es el escurrimiento superficial o escorrentía (Q), cuyo caudal en cada instante es igual a la diferencia entre la intensidad de la precipitación y la capacidad de infiltración del suelo.

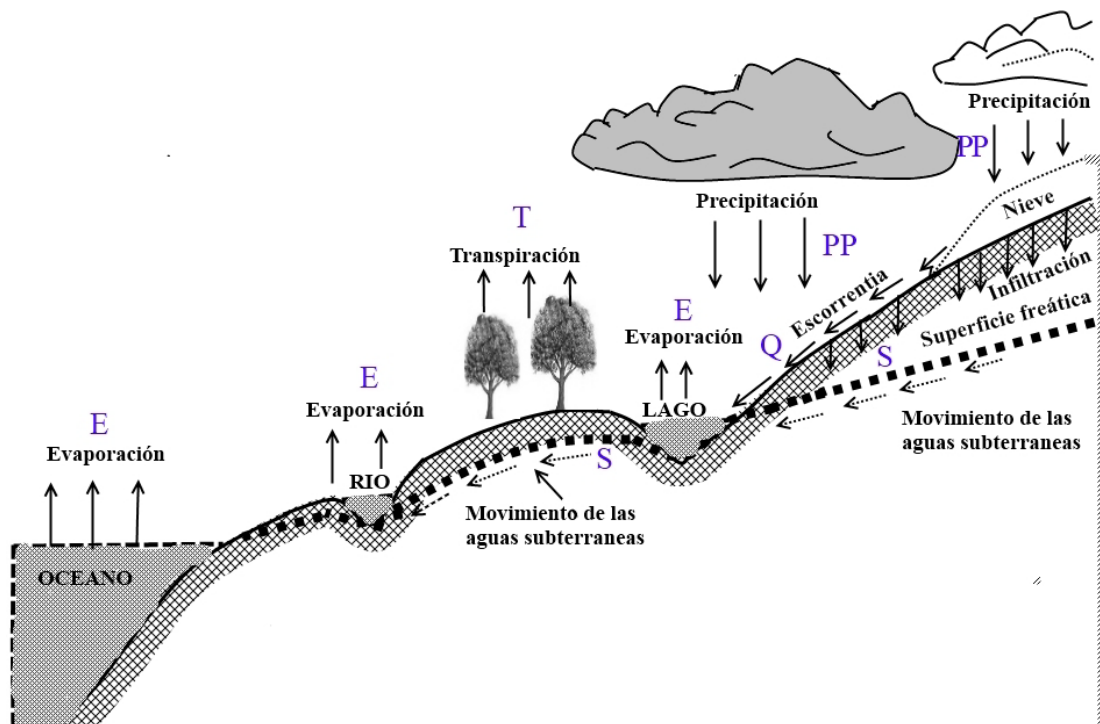


Figura II-2 Representación del ciclo hidrológico resumido, adaptado de Maidment (1992)

En la naturaleza, estos procesos no se presentan aislados unos de otros, sino que tienen lugar en forma simultánea y aún más, entrelazada, siendo el caso, por ejemplo, que parte del agua infiltrada puede transformarse en escurrimiento superficial a través de

afloramientos y vertientes. Por consiguiente, cada uno de los procesos de la ecuación [II-1] puede a su vez subdividirse en otros de mayor complejidad.

La infiltración hacia capas más profundas del subsuelo depende fundamentalmente de la distribución de las precipitaciones (Maidment, 1992); p.ej., una determinada cantidad de precipitaciones en la temporada de verano, producirá una mayor recarga de los acuíferos si cae con una intensidad que no sobrepase a la capacidad de infiltración del terreno. En contrapartida, si se presenta como aguaceros concentrados en tiempos cortos, la mayor parte escurrirá superficialmente siendo la infiltración mínima.

En resumen, la proporción de las precipitaciones que sigue cada una de estas vías (evapotranspiración infiltración, escorrentía o almacenamiento) es muy variable de acuerdo con las condiciones climáticas, topográficas y geológicas del lugar, siendo sumamente difícil poder precisarlas con exactitud debido a la complejidad de todos los factores que intervienen en los procesos.

### **II.2.3 Formaciones acuíferas**

Los acuíferos se definen como cualquier unidad geológica capaz de retener agua y transmitirla en función de las distintas configuraciones y propiedades de las capas que lo conforman (Todd y Mays, 1980). La visión general que se tiene de las formaciones acuíferas es de grandes cavidades y galerías por las cuales las aguas subterráneas se desplazan con relativa facilidad. Sin embargo, un acuífero puede ser una capa del subsuelo que presenta una cantidad considerable de agua contenida en sus intersticios (poros). La Figura II-3 que se muestra a continuación representa de manera gráfica una formación acuífera.

El agua que se infiltra desde la superficie puede encontrarse con estratos de distintas permeabilidades. En el caso de encontrarse con una capa de baja permeabilidad (**A**), esta capa se presentará como un estrato confinante y podría formar la base del acuífero. Un estrato confinante es una unidad geológica que tiene una baja permeabilidad y que se extiende por encima y por debajo de un acuífero. Es necesario dejar en claro que la calidad de «confinante», más que por su baja permeabilidad, se encuentra dada por la diferenciación con las capas adyacentes. En tal sentido, un estrato en función de su permeabilidad y de las capas por sobre y bajo él, puede comportarse como una capa confinante o como un sistema acuífero propiamente dicho.

El perfil vertical de un acuífero se conforma por una zona no saturada o zona vadosa (**B**), en donde el agua que se infiltra no ocupa todos los poros del subsuelo, y una zona



saturada (**C**), en donde como su nombre lo indica, el agua ocupa prácticamente la totalidad de los intersticios. El límite entre ambas capas se denomina tabla de agua o nivel freático (**D**) y es el punto en el cual la presión del acuífero se iguala a la presión atmosférica. Sobre ella la presión del sistema acuífero es menor a la atmosférica por efecto de la capilaridad, y bajo ella la presión es mayor a la atmosférica debido al peso de la columna de agua.

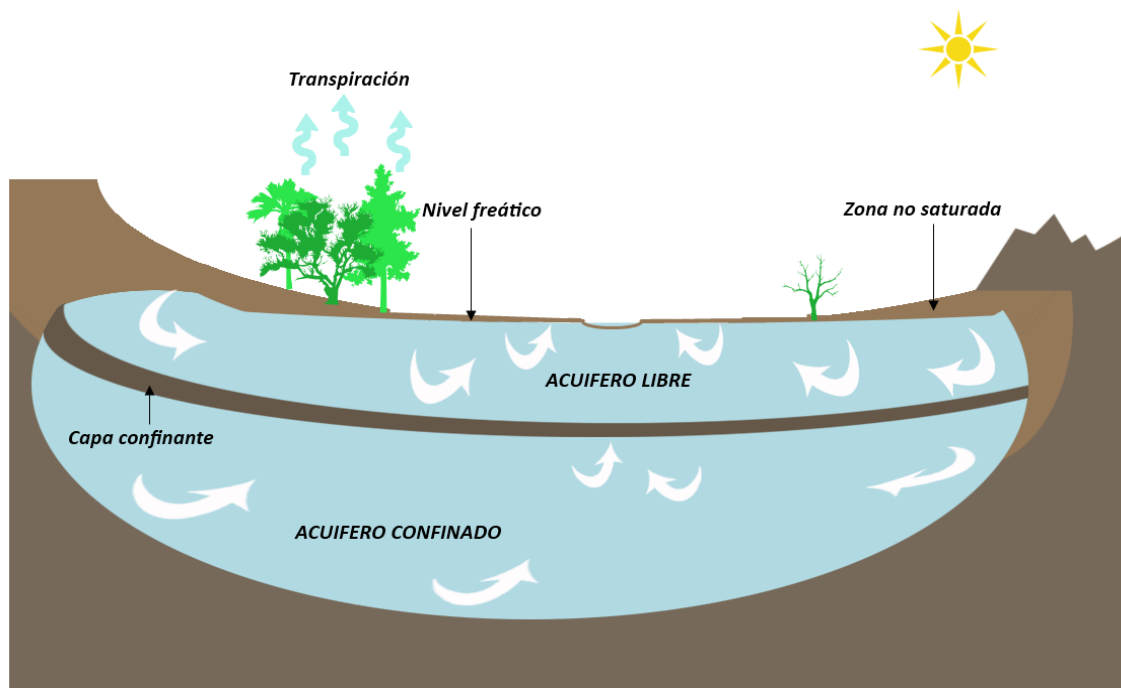


Figura II-3 Configuración de una formación acuífera (elaboración propia)

Los acuíferos pueden encontrarse muy cerca de la superficie, formados por materiales de alta permeabilidad que se extienden desde la superficie del terreno hasta la base del acuífero, este tipo de formación se conoce como un acuífero no confinado o libre. Dichos acuíferos, al tener la superficie freática más expuesta y presentar menores tiempos de tránsito a través de la zona no saturada (ZNS), se caracterizan por un mayor riesgo a procesos de contaminación de sus aguas. Por otra parte, aquellos acuíferos que se encuentren limitados superior e inferiormente por capas impermeables o por capas con una permeabilidad menor, caso de los acuíferos confinados, presentarían un menor riesgo ante procesos de contaminación de sus aguas. Un caso intermedio en el grado de confinamiento lo representan los acuíferos semiconfinados, en donde alguna de las capas confinantes no es perfectamente impermeable y permite la alimentación y transporte de agua a través de ella, por lo cual presentaría un riesgo intermedio a procesos de contaminación.

Por último, un caso particular de formaciones acuíferas lo representan los acuíferos kársticos. Debido a su particular configuración son sistemas altamente vulnerables a la

contaminación de sus aguas, ya que sus fisuras y canales permiten que los contaminantes lleguen fácilmente a la superficie del agua. Además, los procesos de atenuación de la zona no saturada (nitrificación y desnitrificación) son prácticamente inexistentes (Leibundgut, 1998).

### II.3 PROBLEMÁTICA DE LOS NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO

La contaminación de las aguas subterráneas se puede definir como la alteración de su calidad natural, que inhabilita parcial o totalmente el recurso hídrico para el uso que se destina (consumo humano, riego, etc.)(Foster y Skinner, 1995). Respecto a los contaminantes que afectan a los acuíferos, debido al amplio abanico de actividades antropogénicas, estos van desde iones inorgánicos como el nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (Foster *et al.*, 1982, Gustafson, 1983, Zhang *et al.*, 1996, Oenema *et al.*, 1998, Capri *et al.*, 2009) y pesticidas (Foster *et al.*, 2007) en regiones de carácter agrícola y ganadero, compuestos volátiles clorados (Hirata *et al.*, 1992), metales pesados en zonas con una alta actividad minera (Stamatis *et al.*, 2001), hasta compuestos salinos por intrusión marina (Moujabber *et al.*, 2006).

Los motivos que han llevado a que tanto las políticas medioambientales (p.ej., Directiva de nitratos), como el interés científico se enfoquen principalmente en los procesos de contaminación por nitratos, son por una parte debido a la magnitud del fenómeno, ya que un 35% del N contenido en los fertilizantes podría llegar a los acuíferos por lixiviación (Böhlke y Denver, 1995, Smil, 1999), y también debido al desafío que implica la evaluación de las fuentes de contaminación, cuyos aportes se derivan de actividades dispersas en grandes superficies territoriales y donde la relación de causalidad es difícil de establecer.

Las fuentes de contaminación hídrica pueden clasificarse en dos categorías principales: fuentes puntuales (PS) y fuentes no puntuales (NPS). **Las fuentes puntuales** se encuentran asociadas a procesos industriales, tales como: procesamiento de alimentos, generación de energía o industrias que generan residuos líquidos que pueden llegar hasta cursos de agua de manera directa. En contraste, **las fuentes no puntuales o también conocidas como «fuentes difusas»** comprenden cualquier fuente, en la cual el origen y el transporte como tal no puedan ser identificados o limitados a una superficie o estructura definida, como sería el caso de las actividades agropecuarias.

### II.3.1 Caracterización de las fuentes difusas de origen agrario

La contaminación originada a partir de fuentes difusas, dadas sus características intermitentes, y asociadas directamente a la escorrentía y precipitaciones, determina que los episodios de polución sean función de factores climáticos y estén supeditados a las características geográficas de un emplazamiento en particular, tales como: tipo de suelo, permeabilidad y topografía, entre otras. Muchas actividades representan fuentes difusas de contaminación, dentro de esas fuentes podemos encontrar la fertilización nitrogenada, el uso de enmiendas orgánicas y la gestión del estiércol en las granjas ganaderas.

La producción de cultivos implica un elevado consumo de nutrientes (fertilizantes) para su crecimiento, donde los pilares fundamentales o macronutrientes son: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). Estos tres elementos desempeñan un papel preponderante en el desarrollo de las plantas. El fósforo es fundamental en los procesos de transferencia de energía; el potasio mejora el régimen hídrico de la planta y aumenta su tolerancia a la sequía y heladas (Mengel y Kirkby, 2001); y el nitrógeno es el motor del crecimiento de la planta, el cual está involucrado en todos los procesos principales de su desarrollo (Epstein, 1972).

Por fertilizantes nitrogenados se entiende a los fertilizantes minerales de origen sintético que contienen nitrógeno, tanto compuestos simples como complejos. Existen distintas formas químicas y físicas de fertilizantes nitrogenados, siendo en España los más comunes el nitrato amónico cálcico ( $5\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot \text{NH}_4\text{NO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ ), nitrato amónico ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), sulfato amónico ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) y la urea ( $\text{NH}_2\text{-CO-NH}_2$ ) (IDAE, 2007).

Aun cuando un gran número de estudios apuntan al uso de fertilizantes nitrogenados como los grandes responsables de la contaminación de acuíferos por nitratos, en su calidad de fuentes de contaminación difusa (Foster *et al.*, 1982, Gustafson, 1983, Hallberg y Follett, 1989, Spalding y Exner, 1993, Zhang *et al.*, 1996, Oenema *et al.*, 1998, Agrawal *et al.*, 1999b, Capri *et al.*, 2009); cada vez existe mayor conciencia del rol de la ganadería intensiva y el uso de fertilizantes orgánicos (purines y estiércoles) en la sobrecarga de nutrientes y su influencia en la contaminación de las aguas (Hooda *et al.*, 2000, Burkart y Stoner, 2002, García-Galán *et al.*, 2010, Huang *et al.*, 2012).

La valoración del riesgo de la concentración ganadera en fenómenos de contaminación ambiental no ha sido un proceso aislado, ha ido acompañado de la conciencia respecto al gran volumen de residuos ganaderos generados, y también de la necesaria evolución del concepto de «echar purines al campo», como bien indica Flotats (2009), donde en los últimos años se ha transformado en el término «fertilizar con purines» o fertilización orgánica, adquiriendo estos residuos un valor energético, pasando de ser un problema a un recurso a explotar. Esta

situación se hace más latente en regiones en las cuales existe una alta concentración ganadera, como es el caso del norte de España (Asturias, Cantabria, Aragón y Cataluña), donde será razonable encontrar zonas en las cuales la capacidad de asimilación de nutrientes del suelo ha sido sobrepasada.

A pesar de las marcadas diferencias entre fertilizantes minerales y orgánicos, es de conocimiento general que los purines son también una buena enmienda para los cultivos, ya que poseen importantes cantidades de macronutrientes y materia orgánica. No obstante, debido a la gran variabilidad de prácticas ganaderas (sistemas de limpieza, alimentación, tiempo de almacenamiento) se genera un residuo muy heterogéneo, tanto en cantidad como en calidad. A diferencia de los fertilizantes minerales, la dosificación de enmiendas orgánicas, se presenta como una de las principales limitaciones en la gestión de este recurso (Suresh *et al.*, 2009), ya que el contenido de N adicionado al suelo es una incógnita que a su vez dificulta la evaluación de los posibles efectos derivados de su aplicación. Además de la problemática de la variabilidad del contenido de N de las enmiendas orgánicas, el siguiente punto que debe ser considerado en el ámbito de la protección del medioambiente, es aquel destinado a responder a la pregunta: ¿dónde deben ser aportados estos residuos?

El destino de estas enmiendas orgánicas (purines y estiércoles) estará subordinado por la localización de los distintos cultivos, por lo tanto, su expresión sobre el territorio geográfico dependerá directamente del uso de suelo. Regiones agrícolas en las cuales predominen las plantaciones de maíz, presentarán importantes cantidades de aportes externos de N. Por otra parte, zonas agrícolas en las cuales se cultiven principalmente cereales, como es el caso de Aragón, presentarán menores aportaciones de fertilizantes nitrogenados por unidad de superficie cultivada.

El correcto uso agronómico de los purines y estiércoles estaría dado como enmienda para los cultivos adyacentes a las distintas unidades de producción ganadera (Teira-Esmatges y Flotats, 2003). No obstante, hay otros factores que determinarán la localización del abonado, como son: la existencia de plantas de tratamiento o centros gestores de estiércoles, el coste de transporte del purín y por supuesto la existencia de zonas ambientalmente vulnerables ante procesos de contaminación.

En este contexto, una alternativa para la determinación del riesgo potencial por aportes de fertilizantes es establecer la vulnerabilidad del territorio en base al balance de nitrógeno de las cantidades aportadas y las extracciones de los distintos cultivos (Halliday y Wolfe, 1991, David *et al.*, 1997), o incorporar el efecto de las variables ambientales (p.ej. precipitaciones, pH, topografía, carbono orgánico del suelo) que pueden potenciar o atenuar los procesos de contaminación, visión que se intenta abordar en el desarrollo de esta tesis.

### II.3.2 Procesos de formación del nitrato

En el ambiente existen diferentes formas de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$ ) que pueden ser potencialmente transformadas en nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), es por ello que en los siguientes párrafos se explicará brevemente su proceso de formación, mediante una simplificación del ciclo biológico del nitrógeno de Bothe *et al.* (2006).

El ciclo de nitrógeno es un conjunto de procesos bioquímicos por los cuales el nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) sufre reacciones sucesivas de oxidación hasta llegar a  $\text{NO}_3^-$  o reducción hasta transformarse en  $\text{NH}_4^+$ . Los principales procesos del ciclo del nitrógeno se presentan en la Figura II-4, y se pueden resumir en: fijación, asimilación, mineralización, nitrificación y desnitrificación.

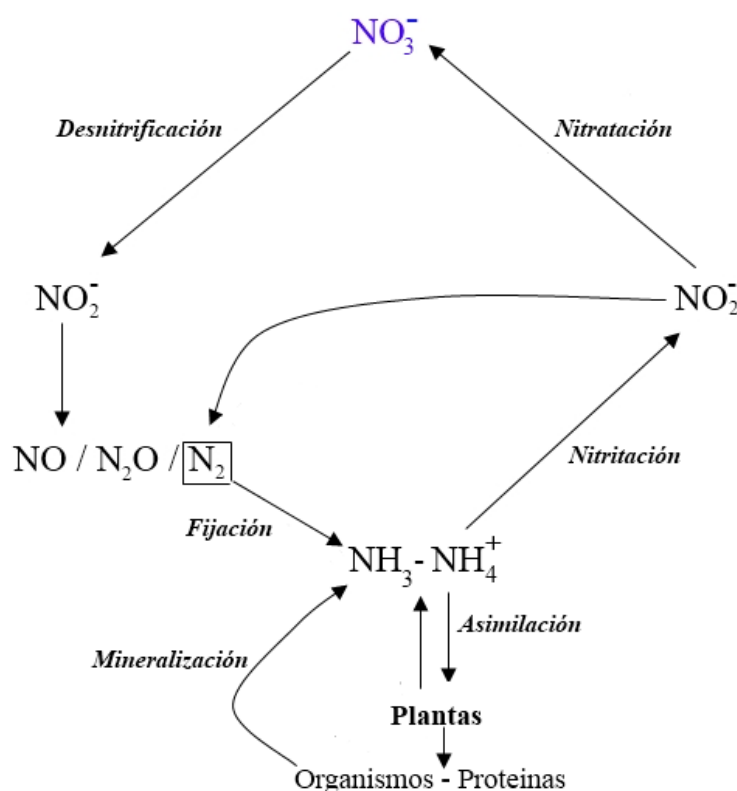
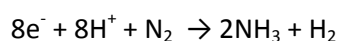


Figura II-4 Ciclo de nitrógeno simplificado, adaptado de Bothe *et al.* (2006)

1. La fijación biológica es un proceso en el cual el N atmosférico se convierte en  $\text{NH}_3$  debido a la acción de la enzima nitrogenasa y que puede ser expresado mediante la siguiente reacción (Burns y Hardy, 1975).



[II-2]

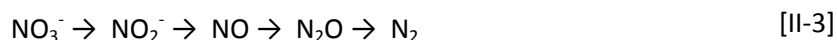
La excepción a esta reacción la representan algunas bacterias del genero Rhizobium, que tienen la capacidad de fijar  $N_2$  sin la necesidad de la previa transformación a  $NH_3$  (Zahran, 1999). Estas bacterias habitan principalmente en los nódulos de las raíces de la familia de las leguminosas (por ejemplo, frijoles, alfalfa y tréboles), situación determina su menor necesidad de fuentes externas de nitrógeno.

2. La asimilación es el proceso mediante el cual las plantas absorben nitrógeno a través de sus raíces y lo incorporan en sus tejidos pasando a forma orgánicas como las proteínas. Para que las plantas puedan usar este macronutriente, el  $N_2$  debe primero que ser convertido a una forma química asimilable por las plantas, como el ion amonio ( $NH_4^+$ ) o el ion nitrato ( $NO_3^-$ ) (Lawlor *et al.*, 2001).

3. La mineralización es el proceso biológico mediante el cual el N previamente asimilado por las plantas (formas orgánicas) se transforma nuevamente a formas inorgánicas ( $NH_x$ ) (Hart *et al.*, 1994). Cuando los organismos mueren, las bacterias y hongos presentes en el suelo consumen la materia orgánica. Durante este proceso, una cantidad significativa del nitrógeno se convierte en  $NH_4^+$ . Una vez que el nitrógeno se encuentra en forma  $NH_4^+$ , puede ser usado directamente por las plantas en su crecimiento, o en su defecto podría transformarse consecutivamente en nitrito ( $NO_2^-$ ) o nitrato ( $NO_3^-$ ) a través del proceso conjunto llamado nitrificación.

4. La nitrificación es el proceso de oxidación biológica del amonio en óxido nitroso, nitrito (nitritación) y posteriormente en nitratos (nitratación). Una parte del  $NH_4^+$  producido en la mineralización se convierte en  $NO_3^-$ , debido a la acción de las bacterias aeróbicas nitrosomas y nitrobacter (Sharma y Ahlert, 1977). Por consiguiente, la nitrificación se desarrolla en ambientes ricos de oxígeno, como las aguas que fluyen o las capas superiores del suelo.

5. La desnitrificación es el proceso mediante el cual las formas oxidadas de nitrógeno (nitrato y nitrito) se convierten en  $N_2$  y, en menor medida, en óxido nitroso ( $N_2O$ ). La desnitrificación es llevada a cabo por bacterias aeróbicas facultativas, que en ausencia de oxígeno, utilizan al nitrato como terminal aceptor de electrones (Payne, 1981). La transformación del nitrato en  $N_2$  sigue la siguiente secuencia.



A partir de esta breve descripción y simplificación del ciclo del nitrógeno, podemos intuir la complejidad que presenta la modelización de las distintas vías por las cuales un aporte nitrogenado puede llegar a transformarse en  $\text{NO}_3^-$ . Si bien es cierto, esta tesis no pretende describir las distintas interacciones del nitrógeno, como lo son las reacciones atmosféricas de los  $\text{NH}_x$ , o las reacciones en el suelo y su efecto en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , se debe tener conciencia acerca de las características básicas que posibilitan la lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  hacia las capas más profundas del subsuelo, y las cuales serán consideradas mediante la formalización de los factores medioambientales del modelo **IVNA-LSP**.

Al analizar el fenómeno de contaminación por nitratos, uno de los principales factores que debe tenerse en cuenta, es que en su naturaleza iónica radica la susceptibilidad de pérdidas por lixiviación hacia los acuíferos. El ión nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) con carga negativa no se mantiene en las partículas del suelo y puede ser barrido a estratos del subsuelo, a diferencia de lo que ocurre con el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), al cual su carga positiva le confiere una mayor estabilidad en el sustrato edáfico y un menor riesgo de ser lixiviado (Mengel y Kirkby, 2001).

Una vez establecida esta característica de movilidad, también deben considerarse las condiciones bajo las cuales se presentan los procesos de transformación de  $\text{NH}_x$  a  $\text{NO}_3^-$  (nitrificación) y posteriormente a  $\text{N}_2$  (desnitrificación). Estos procesos de conversión son producto de la acción secuencial de bacterias aerobias y anaerobias facultativas<sup>11</sup> (Boulding y Ginn, 2003), razón por la cual se llevarán a cabo en condiciones de suficiente humedad y oxígeno para su desarrollo (Doran *et al.*, 1990). Además, factores como el contenido de carbono orgánico del suelo (Weier *et al.*, 1993) y el pH (Šimek y Cooper, 2002) tendrán una influencia directa en ambos procesos de transformación. Por lo tanto, estos factores medioambientales formarán parte del componente «potencial de desnitrificación» que se incorpora en el modelo paramétrico.

### **II.3.3 Implicancia de las Directivas europeas en el contexto de la vulnerabilidad**

La contaminación de las aguas a partir de fuentes difusas o puntuales, puede generar importantes riesgos para la salud del ser humano y el medio ambiente. En tal sentido, en virtud de la importancia del recurso hídrico y la conciencia ambiental respecto al riesgo de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, la Unión Europea ha redactado distintas Directivas en torno a la protección de este recurso.

---

<sup>11</sup> bacterias anaerobias facultativas son aquellas que se desarrollan principalmente en ambientes anóxicos. En tanto en ambientes con oxígeno también pueden desarrollarse pero con una disminución de su capacidad metabólica.

La **Directiva de Nitratos (Directiva 91/676/CEE)** tiene como objetivos fundamentales establecer las medidas necesarias para prevenir y corregir la contaminación de las aguas, continentales y litorales, causada por los nitratos de origen agrario y actuar de forma preventiva contra nuevas contaminaciones de dicha clase. Esta Directiva establece una serie de obligaciones para los Estados miembros, entre ellas:

- Los Estados miembros **determinarán las aguas subterráneas que están afectadas** por la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias, o que podrían verse afectadas en el caso de que no se tomaran medidas para ello. El umbral de concentración que determina aquellas masas de aguas que están afectadas se fijó en 50 mg/l de  $\text{NO}_3^-$ .
- Los Estados miembros **designarán como zonas vulnerables**, todas las superficies conocidas de su territorio cuya escorrentía drene hacia aguas afectadas o que pudieran verse afectadas por un aporte de  $\text{NO}_3^-$  si no se toman medidas.

La **Directiva 2000/60/CE o Directiva Marco del Agua (DMA)**, establece el marco Comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, en concreto:

- Estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas.
- Evaluación del riesgo a procesos de contaminación.
- Los registros de zonas protegidas.

Este marco normativo ha impulsado el desarrollo de una serie de estrategias para la identificación y designación de las Zonas Vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario. Las metodologías empleadas para este fin difieren de unos países a otros, ya que no existen directrices al respecto en las regulaciones normativas (Lægreid et al., 1999). Algunos países han optado por declarar todo su territorio como «vulnerable», entre ellos: Alemania, Dinamarca, Finlandia, Austria, Luxemburgo, Eslovenia, Malta y Lituania. Otros, han establecido delimitaciones de zonas parciales donde la afección de las aguas ha sido verificada, caso de España, Italia y Francia (JRC, 2013).

En términos generales, las metodologías existentes para establecer las zonas vulnerables a contaminación de nitratos pueden ser clasificadas en: i) métodos cuantitativos, ii) métodos estadísticos y iii) índices de vulnerabilidad.

- i) Los **métodos cuantitativos** se basan en modelos determinísticos que simulan el transporte de contaminantes entre la superficie del suelo, la zona vadosa y la zona saturada. Permiten



cuantificar las cantidades de nitrógeno lixiviado y arrastrado por la escorrentía superficial. Su aplicación se desarrolla principalmente a niveles de cuenca hidrográfica e integrados en plataformas SIG (Srinivasan y Arnold, 1994, Lasserre *et al.*, 1999, De Paz y Ramos, 2004). Los datos de partida de estos modelos son los aportes de agua y nitrógeno asociados a las prácticas agrícolas, y los aportes realizados por procesos naturales como la fijación biológica y la deposición atmosférica. Su principal ventaja es que permiten realizar predicciones temporales y evaluar el efecto de distintas medidas de gestión agrícola (De Paz y Ramos, 2004). Sin embargo, los modelos cuantitativos precisan de datos con una gran robustez para poder llevar a cabo las simulaciones de los procesos (Lilly *et al.*, 2001). A ello se debe añadir la dificultad de considerar la variación temporal en las funciones de degradación que se llevan a cabo en el sistema suelo-planta (De Willigen, 1991).

- ii) Los **métodos estadísticos** van desde sencillas operaciones basadas en una descripción estadística de los datos de calidad de las aguas, donde se establecen relaciones de causalidad con las variables explicativas (fuentes de nitrógeno) (Tesoriero y Voss, 1997, Nolan *et al.*, 2002, Eckhardt y Stackelberg, 2005, Gardner y Vogel, 2005, Nas y Berkta, 2006), hasta evaluaciones más complejas que involucran análisis multivariante en plataformas SIG y modelos de predicción espacial. En este último tipo de procedimientos se encuentra la técnica Weight of evidence (WofE) (Masetti *et al.*, 2007) que analiza la relación entre los niveles de  $\text{NO}_3^-$  observados y una serie de variables ambientales (p. ej. precipitaciones, permeabilidad, densidad de población o carga de fertilizantes), y determina cuáles de ellas pueden ser empleadas como variables predictivas en las que apoyarse para definir una zonificación de áreas vulnerables.

La principal limitación de los métodos estadísticos es la necesidad de contar con una red de muestreo de gran densidad, que muchas veces no está disponible (Lilly *et al.*, 2001). En el caso particular de WofE se debe contar con información sobre un gran número de variables ambientales, para poder establecer relaciones de causalidad sin sesgos. Algunos de los países donde se han aplicado métodos estadísticos son Irlanda del Norte (Jordan y Smith, 2005), Inglaterra y Gales (Lake *et al.*, 2003).

- iii) Los **Índices de vulnerabilidad** son métodos cualitativos, que se basan en la superposición de capas temáticas que intentan combinar los efectos de los factores ambientales, topográficos e hidrogeológicos, determinantes en los procesos de transporte de contaminantes y atenuación del suelo. Estos métodos realizan una jerarquización de la vulnerabilidad incorporando las características de los acuíferos (que condicionan la tasa de

renovación del agua subterránea), las condiciones climáticas (que determinan las entradas de agua al sistema), y las propiedades del suelo y zona vadosa (que determinan la capacidad de atenuación).

Los más utilizados son los «índices de vulnerabilidad intrínseca», clasificación que se refiere a los métodos que consideran únicamente las características geológicas, hidrológicas e hidrogeológicas de un área definida, con el fin de establecer su grado de vulnerabilidad ante una actividad humana potencialmente contaminante (Gogu y Dassargues, 2000), entre ellos: DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), SINTACS (Civita y De Regibus, 1995) y GOD (Foster, 1987). Por otra parte, los «índices de vulnerabilidad específica» incorporan factores relativos al uso de suelo y el efecto de algunas prácticas agrarias; entre ellos destacan IPNOA (Padovani y Trevisan, 2002) y SI (Ribeiro, 2000).

Algunos autores han señalado la existencia de ciertas limitaciones en el uso de los índices de vulnerabilidad, tales como: la subjetividad en la asignación de los pesos de los factores y los rangos de las distintas clases de riesgo (Al-Adamat *et al.*, 2003, Gogu *et al.*, 2003), además de la dificultad para considerar procesos importantes como la desnitrificación o la interacción río-acuífero (Stigter *et al.*, 2006). No obstante, de los tres tipos de métodos aquí descritos, los índices de vulnerabilidad pueden considerarse los más sencillos (Lilly *et al.*, 2001) y han adquirido una cierta relevancia en las planificaciones a escala regional y en la ordenación de los usos de suelo durante las últimas décadas (Cendrero *et al.*, 1990, Dai *et al.*, 2001, Lamelas *et al.*, 2007). De hecho, la Comisión Europea estableció el proyecto «COST Action 620» (Zwahlen, 2003) para la cartografía de la vulnerabilidad de contaminación de acuíferos carbonatados (kársticos). En tanto en Italia se han realizado una serie zonificaciones de vulnerabilidad ante nitratos de origen agrario mediante la aplicación combinada de los índices SINTACS e IPNOA (Capri *et al.*, 2009, Ghiglieri *et al.*, 2009), reconociendo la importancia de ambos enfoques (vulnerabilidad intrínseca y específica).

El modelo **IVNA-LSP** desarrollado en esta tesis se encuentra dentro de los **Índices de vulnerabilidad**, donde a través de la propuesta metodológica se intenta abordar de manera conjunta los conceptos de vulnerabilidad intrínseca y específica, con un nivel de profundidad adecuado y utilizando información de fácil acceso, disponible en plataformas oficiales de la Unión Europea u otras entidades gubernamentales. En la siguiente sección se realiza una breve descripción de los principales índices de vulnerabilidad existentes y una comparación entre ellos.

## **II.4 DESCRIPCIÓN DE LOS PRINCIPALES INDICES DE VULNERABILIDAD**

A continuación se presentan los índices de vulnerabilidad más utilizados en la designación de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario.

### **II.4.1 DRASTIC**

El método DRASTIC fue propuesto por Aller *et al.* (1987) para la Agencia de Protección del Medioambiente (EPA) de EE.UU. con la finalidad de proporcionar una metodología para la evaluación sistemática de la contaminación de las aguas subterráneas en función de distintas configuraciones hidrogeológicas. El modelo está compuesto de 7 factores hidrogeológicos que conforman el acrónimo DRASTIC: profundidad de la tabla de agua; recarga neta del acuífero; composición del acuífero; composición del suelo; topografía; características de la zona no saturada (vadosa) y conductividad hidráulica. Cada uno de estos factores se divide en rangos a los cuales se les otorgan distintas ponderaciones (de 1 a 10) en relación con su potencial de impacto en fenómenos de contaminación de las aguas subterráneas. A su vez cada uno de los factores tiene un determinado nivel de importancia en el modelo general, siendo aquellos de mayor peso (con un valor de 5), la profundidad de la tabla de agua y las características de la zona vadosa (ambas con la ponderación máxima= 5). Los supuestos del modelo DRASTIC son:

- El contaminante es incorporado a través de la superficie del suelo.
- El contaminante se infiltra por acción de las precipitaciones.
- La escala de aplicación debe ser mayor a 100 acres (40 ha).

### **II.4.2 SINTACS R5**

El método SINTACS R5 ha sido desarrollado por Civita y De Maio (2000). Este índice considera un total de 7 factores: profundidad de la tabla de agua, recarga, zona no saturada, propiedades del suelo, características del acuífero, conductividad hidráulica y pendiente del terreno. SINTACS, al igual que DRASTIC, pondera cada uno de los factores con pesos entre 1 y 5 según distintas configuraciones hidrogeológicas. El valor de SINTACS R5 en una celda en particular se encuentra dado por [II-4].

$$SINTACS(x, y) = \sum_{j=1}^7 W_j P_j \quad [II-4]$$

Donde:

$P_j$  es el valor del factor  $j$

$W_j$  es el peso para un determinado escenario hidrogeológico

Las escalas de puntuación de SINTACS R5 determinan que para una celda en particular, es posible obtener valores que oscilan entre 26 (mínimo) y 260 (máximo). Estos valores posteriormente son normalizados al intervalo [0-100], y dentro de este rango es que se establecen un total de 5 categorías de vulnerabilidad, desde vulnerabilidad muy baja hasta vulnerabilidad extrema.

### II.4.3 IPNOA

El índice IPNOA desarrollado en Italia (Padovani y Trevisan, 2002), intenta establecer el peligro potencial que sufren las aguas subterráneas en relación a distintas actividades agrarias. IPNOA considera la carga de nitrógeno de diferentes actividades agrícolas, lo cual de manera indirecta permite cuantificar el nitrógeno disponible en el sustrato edáfico.

La configuración de IPNOA establece dos categorías de parámetros: i) Factores de Riesgo (FR), que representan todas las actividades potencialmente contaminantes, y ii) Factores de Control (FC), los cuales afectan o potencian a los FR de acuerdo a las características físicas y las prácticas agrícolas de un lugar en particular. Los FR considerados por este método son las cargas de nitrógeno tanto de origen orgánico (purines, estiércol y lodos residuales), como inorgánico (fertilización mineral). La dinámica de estas cargas de nitrógeno estará influenciada por las características climáticas, pedológicas y agronómicas (FC).

En resumen, el índice de riesgo (IR) se obtiene a partir de la suma de los factores de riesgo (FR) y la multiplicación de los factores de control (FC) como se muestra en [II-5].

$$IR = (FR_f + FR_p + FR_l) \times FC_n \times FC_c \times FC_{pa} \times FC_i \quad [II-5]$$

Donde los subíndices representan:

f= fertilizantes minerales, p= purines, l= lodos, n= nitrógeno,

c= clima, pa= prácticas agrícolas, i= irrigación

Cada uno de los FR puede adquirir valores entre [1-5] en relación a la cantidad de nitrógeno adicionado por unidad de superficie (kg/ha). Se aplica una diferenciación entre las cantidades aportadas por los tres tipos de fuentes consideradas (minerales, lodos y fertilización mineral), asignando un mayor riesgo al N de origen mineral en comparación con los otros dos componentes a igual tasa de dosificación. Respecto a los FC, estos fluctúan entre [0,94 – 1,10], los cuales bajo la configuración más pesimista (suelo con alto contenido de nitrógeno, altas precipitaciones y fertirrigación), otorgaría un FC global de 1,26. Finalmente, se establecen 6 clases de riesgo, desde riesgo improbable hasta riesgo muy alto.

#### II.4.4 GOD

El índice GOD (Foster, 1987, Foster y Hirata, 1988) es un método con una estructura mucho más simple. A diferencia de los métodos previamente descritos, únicamente considera tres factores fundamentales: la presencia de acuíferos, la litología (suelo) y la profundidad de las aguas subterráneas.

El índice GOD es el resultado de la multiplicación de los valores asignados a cada uno de estos 3 parámetros, siguiendo un diagrama de flujo de 3 pasos que comienza con la asignación del valor relativo a la presencia de acuíferos, siendo “1” el valor asignado a un acuífero no confinado, y “0” para los sitios en los cuales no existan masas de aguas subterráneas consolidadas. En el segundo paso, se procede a multiplicar el valor del paso 1 por aquel asignado al tipo de suelo que se encuentra sobre el acuífero; a los suelos arcillosos se les otorga un valor menor que a los suelos consolidados (roca porosa), este parámetro oscila entre 0,4 y 1. En el tercer paso se procede a multiplicar por el valor asignado a la profundidad del acuífero, donde un valor igual a “1” se asigna a las masas de agua que se encuentren a profundidades menores a 2 metros, y “0,4” a aquellos acuíferos que se encuentren a más de 100 metros de profundidad. Un valor del índice GOD igual a “0” implicará una vulnerabilidad despreciable, en tanto un valor entre [0,7-1] calificará a la zona con una vulnerabilidad extrema.

#### II.4.5 Otros métodos

El método **AVI** (Van Stempvoort *et al.*, 1993) intenta determinar la vulnerabilidad del acuífero usando únicamente dos parámetros: el espesor (d) de las capas sedimentarias que se encuentran sobre el acuífero y la conductividad hidráulica (k) de cada una de ellas. El resultado

final de AVI es el coeficiente de resistencia hidráulica ( $c$ ) que se obtiene a partir de la división de los factores  $d$  y  $k$ , y que se relaciona con la vulnerabilidad del acuífero mediante la clasificación de los valores obtenidos.

El método **EPIK** (Doerfliger *et al.*, 1999) fue específicamente creado para determinar la vulnerabilidad de acuíferos kársticos en Suiza. EPIK considera cuatro parámetros principales: Epikarst (E), cobertura de protección (P), condiciones de infiltración (I) y características de la red kárstica (K). El valor final obtenido por la aplicación del método EPIK es el factor de protección ( $F_p$ ) que adquiere valores que oscilan entre [9 - 34].

Adicionalmente, existen adaptaciones de los modelos previamente mencionados, como es el caso del **índice de susceptibilidad (SI)** (Ribeiro, 2000) que se presenta como una adaptación del método DRASTIC. El método **SI** intenta incorporar en su análisis el factor de uso de suelo, dejando de lado el análisis exclusivamente intrínseco de DRASTIC. Por otra parte, el método **ISIS** (Civita y De Regibus, 1995) se presenta como una síntesis de otros estudios y métodos de vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos. Es así como para la clasificación y la ponderación de cada uno de los factores, se basa en las metodologías de DRASTIC y SINTACS R5, y para la estructura de cálculo utiliza la metodología secuencial de GOD.

#### II.4.6 Comparación de los índices de vulnerabilidad

Para evaluar los distintos índices de vulnerabilidad se han desarrollado algunos estudios orientados a su comparación. Entre estos estudios podemos mencionar el realizado por Martínez-Bastida *et al.* (2010), quienes analizaron los resultados derivados de la aplicación del método DRASTIC y GOD en una zona central de España. Los autores concluyen que a partir de la aplicación de ambos métodos se obtienen resultados similares, existiendo una alta correlación estadística entre los índices obtenidos, aunque con algunas diferencias en lo que respecta a la clasificación de vulnerabilidad para algunos casos concretos, como el de los acuíferos kársticos.

Civita and De Regibus (1995) estudiaron el comportamiento de 5 métodos en 3 áreas del norte de Italia (con diferentes configuraciones hidrogeológicas). Los métodos evaluados fueron SINTACS, DRASTIC, GOD, Flemish (Goossens y Van Damme, 1987) e ISIS. Los resultados obtenidos indicarían que los métodos más sencillos (GOD e ISIS) son muy útiles al estudiar áreas extensas, sin la exigencia de un alto nivel de detalle. En tanto los modelos más complejos (SINTACS y DRASTIC) son más efectivos para estudios que requieren un mayor grado de precisión espacial.

De manera similar Gogu *et al.* (2003) llevaron a cabo otro importante estudio, en donde analizaron el comportamiento de 5 métodos (EPIK, DRASTIC, GOD, Germano e ISIS) en la evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero kárstico localizado en la región de Condroz (Bélgica). De la observación de los distintos mapas de vulnerabilidad obtenidos, se aprecia una clara similitud entre los resultados de los métodos GOD, ISIS y Germano, obteniéndose para los tres casos, que más del 50% del área de estudio estaría clasificada con una vulnerabilidad alta. En contrapartida, los métodos DRASTIC y EPIK determinan que la mayoría del territorio de estudio presentaría una vulnerabilidad moderada.

En resumen, de los estudios comparativos se desprende la gran utilidad de algunos modelos simplificados, como es el caso de GOD, que a priori se presentaría como menos preciso que DRASTIC o SINTACS (debido a considerar menos factores). Sin embargo, a escalas regionales, permite obtener resultados con un adecuado nivel de representatividad.

## **II.5 DETERMINACIÓN DE ZONAS VULNERABLES EN ESPAÑA Y ARAGÓN**

La implementación de la Directiva de Nitratos no se ha desarrollado de la misma forma en los países de la Unión Europea, lo que se ha traducido en la decisión de algunos miembros de designar la totalidad de su superficie como vulnerable, caso de Alemania, Dinamarca, Finlandia, entre otros. En el otro extremo se encuentran países como Portugal con un 1% de su superficie bajo esta categoría (EC, 2011). Inclusive se observan grandes diferencias entre Estados miembros que poseen condiciones ambientales similares (p.ej. Inglaterra, Escocia y Gales). Esta circunstancia probablemente sea debida a la excesiva flexibilidad que ofrece la propia Directiva en su interpretación (De Clercq *et al.*, 2001).

En el caso de España el panorama también muestra marcadas diferencias tanto en la designación de zonas vulnerables, como en las metodologías utilizadas para dicha labor.

### **II.5.1 Situación de España**

La Directiva de Nitratos ha sido traspuesta a la normativa nacional mediante el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias (BOE nº 61, de 11 de marzo de 1996). Una de las particularidades de esta trasposición es que designa obligaciones o tareas entre los diferentes organismos administrativos del país. Es así como la determinación de las aguas subterráneas afectadas en cuencas intercomunitarias, es responsabilidad de la

administración central (Ministerio del Medio Ambiente). En tanto, las zonas afectadas en cuencas intracomunitarias y la designación de «Zonas Vulnerables» son competencia de las CC.AA.

Por otra parte, la DMA introdujo el concepto «masa de agua» como unidad territorial de referencia para muchas de las obligaciones que ella establece. Dentro de las primeras tareas realizadas por la administración española se presentó el desarrollo de su demarcación. En dicha labor, los Organismos de Cuenca (OO.CC.) identificaron un total de 699 masas de agua subterránea, que en conjunto cubren el 69% de la superficie de España (MMA, 2006).

Respecto a la aplicación de la Directiva de Nitratos, actualmente en España la superficie declarada como Vulnerable asciende a 8.096.056 ha, lo que representa un 16% de la superficie total. No obstante, existen previsiones de que este valor aumente en los próximos años (Castiella y Irañeta, 2011). Se muestra a continuación el mapa de Zonas Vulnerables a nivel nacional (Figura II-5). La información procede del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MAGRAMA, 2013b).

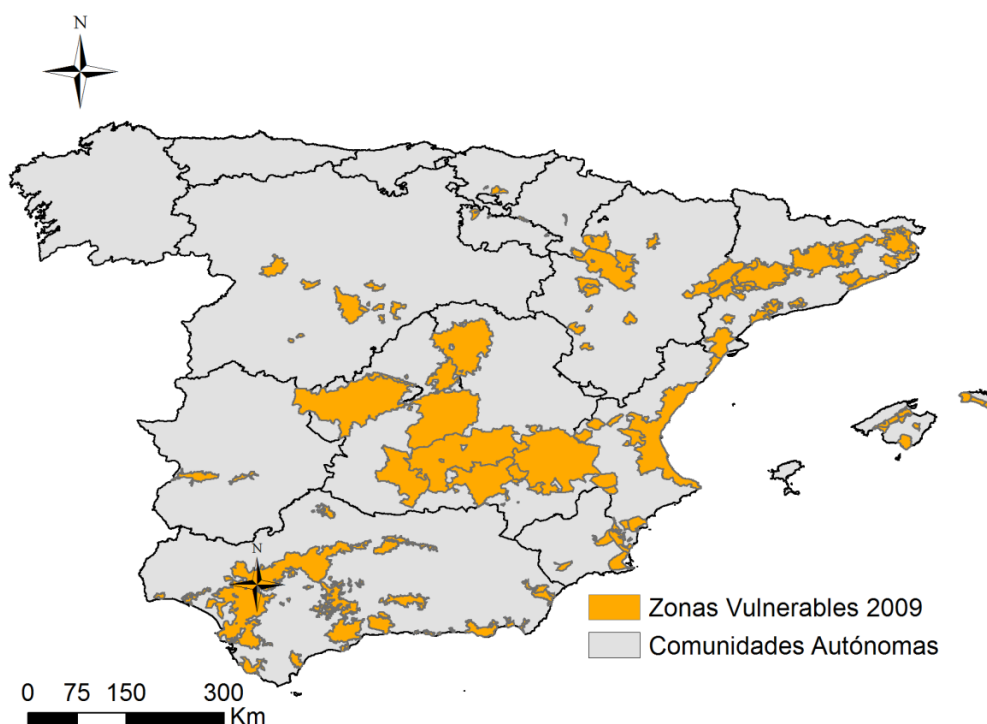


Figura II-5 Distribución de las Zonas Vulnerables declaradas en el territorio español.  
Fuente: (MAGRAMA, 2013b)

Al Analizar la distribución de las superficies designadas como Zonas Vulnerables por cada Comunidad Autónoma (Tabla II-1), destaca el caso de Castilla la Mancha con prácticamente la mitad de su territorio designado como tal (45,8%). Otras Comunidades con importantes superficies declaradas son Cataluña (33,6%), la Comunidad Valenciana (28,9%),



Baleares (24,2%), Andalucía (17,5%), Madrid (16,2%) y Aragón (10,1%). En tanto las Comunidades de Asturias, Cantabria, Ceuta, Melilla y Galicia no han presentado ninguna designación de Zonas Vulnerables hasta la fecha.

*Tabla II-1 Superficies declaradas como Zona Vulnerable según CC.AA (2009)*  
*Fuente: (MAGRAMA, 2013b)*

| Comunidades Autónomas | Zonas Vulnerables (ha) | superficie Vulnerable CCAA/superficie total CCAA | superficie Vulnerable CCAA/superficie Vulnerable total España |
|-----------------------|------------------------|--|---|
| Andalucía             | 1.529.831              | 17,5%  | 18,9%   |
| Aragón                | 481.685                | 10,1%  | 5,9%  |
| Baleares              | 121.539                | 24,2%  | 1,5%  |
| Canarias              | 23.286                 | 3,0%   | 0,3%  |
| Castilla-la Mancha    | 3.634.370              | 45,8%  | 44,9%   |
| Castilla y León       | 229.506                | 2,4%   | 2,8%  |
| Cataluña              | 1.082.154              | 33,6%  | 13,4%   |
| Extremadura           | 64.645                 | 1,6%   | 0,8%  |
| La Rioja              | 11.075                 | 2,2%   | 0,1%  |
| Madrid                | 130.346                | 16,2%  | 1,6%  |
| Murcia                | 82.314                 | 7,3%   | 1,0%  |
| Navarra               | 18.773                 | 1,8%   | 0,2%  |
| País Vasco            | 15.029                 | 2,1%   | 0,2%  |
| Valencia              | 671.497                | 28,9%  | 8,3%  |
| <b>Total España</b>   | <b>8.096.056</b>       | <b>16,0%</b>                                     | <b>100,0%</b>   |

La principal causa de contaminación en la mayor parte de las Zonas Vulnerables declaradas es la aplicación en exceso de fertilizantes nitrogenados en zonas de regadío (p.ej.: en Navarra (B.O.N. - 10/04/2009), La Rioja (B.O.R. - 24/12/2010) y Andalucía (B.O.J.A. - 13/08/2009), como aparece reflejado en los respectivos Decretos). En otros casos, como las Zonas Vulnerables de Castilla y León (B.O.C.yL. - 01/07/2009) y Cataluña (D.O.G.C. - 31/12/2004), la sobreproducción de residuos ganaderos (fundamentalmente porcino) adquiere una mayor relevancia como fuente de contaminación.

La metodología y los criterios empleados para la designación de Zonas Vulnerables presentan importantes diferencias entre Comunidades Autónomas. Así, en Navarra, se empleó un sistema basado en la aplicación del índice DRASTIC en combinación con balances de nitrógeno y agua a nivel municipal (Castiella y Irañeta, 2011). En otros casos, como el País Vasco, la designación se ha realizado, fundamentalmente, a partir del análisis temporal de información hidroquímica de la red de calidad de aguas subterráneas de los OO.CC. (URA,

2010). Asimismo, mientras Castilla La Mancha ha optado por designar como Zonas Vulnerables a las masas de agua completas que se ven afectadas por la contaminación por nitratos (aunque sólo lo estén en parte de su superficie)(Martínez-Bastida, 2009), existen propuestas orientadas a designar como vulnerable a la totalidad del territorio de Cataluña, como una manera de mejorar la eficiencia de los programas de actuación (Niñerola, 2008). En las demás Comunidades Autónomas, el criterio de designación de basa en la información hidroquímica de estaciones de monitoreo y la zonificación parcial de la masa de agua que presenta pruebas de la contaminación.

### **II.5.2 Designación de Zonas Vulnerables en Aragón**

En Aragón, las primeras zonas calificadas como «vulnerables» fueron dos subpolígonos de las unidades hidrogeológicas de Gallocanta y Jalón-Huerva, lo que se aprobó mediante el Decreto 77/1997 del 27 de mayo del Gobierno de Aragón («Boletín Oficial de Aragón» de 11 de junio de 1997). Posteriormente, estas zonas han sido modificadas en dos ocasiones, mediante Orden de 19 de julio de 2004, del Departamento de Agricultura y Alimentación («Boletín Oficial de Aragón» de 4 de agosto de 2004) se designaron nuevas zonas vulnerables, y por Orden de 11 de diciembre de 2008, del Consejero de Agricultura y Alimentación («Boletín Oficial de Aragón» de 11 de diciembre de 2008) se modificaron y designaron nuevas zonas vulnerables a nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de Aragón.

Respecto a las zonas afectadas, el 4 de diciembre de 2009, la Dirección General del Agua publicó la Resolución correspondiente mediante la cual se determinaron las aguas afectadas (2004-2007), o en riesgo de estarlo, por aportación de nitratos de origen agrario. La Figura II-6 presenta las zonas vulnerables y afectadas por nitratos de origen agrario en Aragón.

El criterio para designar zonas vulnerables en Aragón parte del análisis de los datos hidroquímicos aportados por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). En primer lugar, mediante un análisis temporal de la calidad de aguas, se verifica que la evidencia de contaminación (o riesgo de estarlo) se mantiene durante los periodos de control. Acto seguido, se designan como «vulnerables» a todos aquellos municipios cuyos territorios se encuentran ubicados sobre la masa de agua en cuestión.

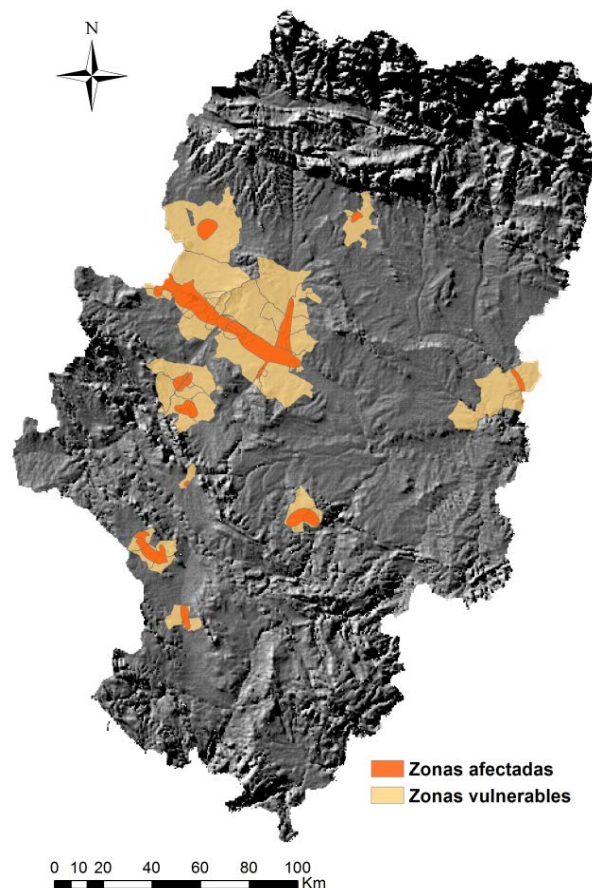


Figura II-6 Delimitación de zonas vulnerables y zonas afectadas por nitratos de origen agrario en Aragón (fuentes: SITAR y CHE)

Si bien es cierto, en España la mayoría de las Comunidades Autónomas han cumplido satisfactoriamente los requerimientos de la Directiva de Nitratos y de la DMA, no existe una metodología claramente definida que unifique los criterios seguidos por la autoridad en la designación de las Zonas Vulnerables. Además, la opinión del autor de esta tesis, es que las designaciones establecidas en cada una de las CC.AA, más que aportar un ordenamiento territorial basado en la protección del medioambiente, entrega una zonificación donde el riesgo o grado de afección es un hecho.

Por lo tanto, debido a que no existe una clara sistematización en la evaluación de la vulnerabilidad, la propuesta desarrollada en esta tesis se presenta como una alternativa que intenta abordar la problemática de la contaminación de nitratos desde una visión global del territorio, y con una marcada orientación hacia la protección del medioambiente.

## II.6 LA GEOESTADÍSTICA Y SU APLICACIÓN AL ESTUDIO DE LA PROBLEMÁTICA DE LOS NITRATOS

La geoestadística se define como un subconjunto de la estadística tradicional que se enfoca en el análisis e interpretación de datos geográficamente representados (Nielsen y Wendroth, 2002). A partir de esta técnica es posible representar y analizar el comportamiento de una variable ambiental en el espacio geográfico.

Imaginemos que existieran los recursos (humanos, económicos y tecnológicos) como para registrar el valor de una variable ambiental «S» (p.ej., temperatura, humedad ambiental, precipitaciones) en cada nodo (celda) de nuestra zona de estudio. En tal caso, estaríamos en condiciones de reproducir la expresión espacial de la variable, tal y como se aprecia en la Figura II-7 a continuación, donde el valor de cada celda representa un valor real (observado). Sin embargo, en la mayoría de los estudios de variables ambientales, el registro de una red de observaciones bien distribuida y con distintas densidades espaciales, es inviable desde el punto de vista económico. De tal forma, la geoestadística nos ayuda a comprender tendencias de heterogeneidad de la variable y justificaciones respecto a las causas de variación. Además nos provee de un conjunto de herramientas para analizar la variabilidad espacial e interpolar nuestra variable de estudio, mediante un modelo de predicción ajustado a nuestras observaciones.

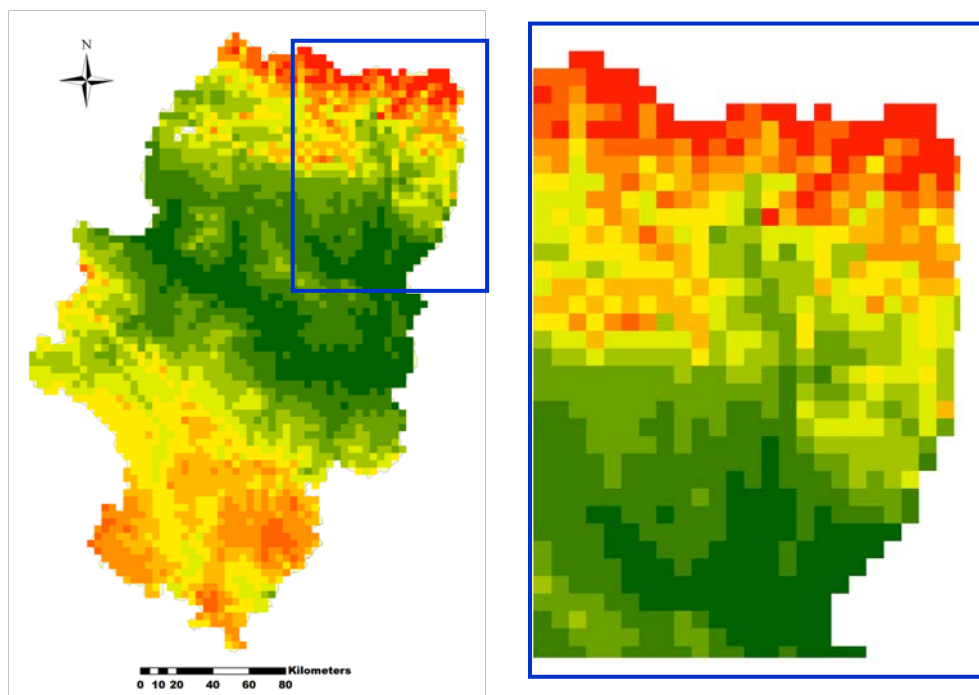


Figura II-7 Representación ráster de una variable ambiental (S) y área de zoom

Existen una gran cantidad de estudios que han utilizado técnicas geoestadísticas para evaluar el comportamiento espacial y temporal de los nitratos en las aguas subterráneas, y establecer la relación que existe con las fuentes potencialmente contaminantes (D'Agostino *et al.*, 1998, Babiker *et al.*, 2004, Nas y Berkday, 2006, Flipo *et al.*, 2007, Chen *et al.*, 2008, Huang *et al.*, 2012), obteniendo la gran mayoría de ellos, superficies de interpolación que permiten conocer la concentración de nitratos en toda la extensión del territorio de estudio.

Por lo tanto, se considera pertinente llevar a cabo un breve análisis geoestadístico como primera aproximación en el estudio de la problemática de la concentración de nitratos en Aragón.

### **II.6.1 Análisis temporal de la concentración de nitratos en Aragón**

Los programas de seguimiento y control de la calidad de las aguas (subterráneas y superficiales) son llevados a cabo por los organismos responsables de la demarcación hidrográfica correspondiente, que en el caso de Aragón, dicha responsabilidad recae en la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y en la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ).

Por motivos de calidad y actualización de los datos de concentración de nitratos de las aguas subterráneas, en este estudio únicamente consideramos los datos provenientes de la CHE, los cuales aseguran un alto grado de representatividad del territorio.

Inicialmente, la primera red de control de calidad de las aguas subterráneas de la cuenca del Ebro estaba conformada por un total de 135 puntos de muestreo, posteriormente con la instauración de la Directiva Marco del Agua, fue necesario extender la red de monitoreo. Actualmente la red de control se encuentra conformada por 3 redes: red básica (RBAS), red de control operativo (RNIT, RCON) y la red de control de zonas protegidas (R500), con un total de 870 estaciones de control.

La Figura II-8 mostrada a continuación presenta la distribución de las observaciones de concentración de nitratos en los puntos de control de la CHE (2006-2010). En la elaboración de la cartografía se han seguido los criterios establecidos en el manual de interpretación y elaboración del Ministerio Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, respecto al cumplimiento de Directiva de Nitratos.

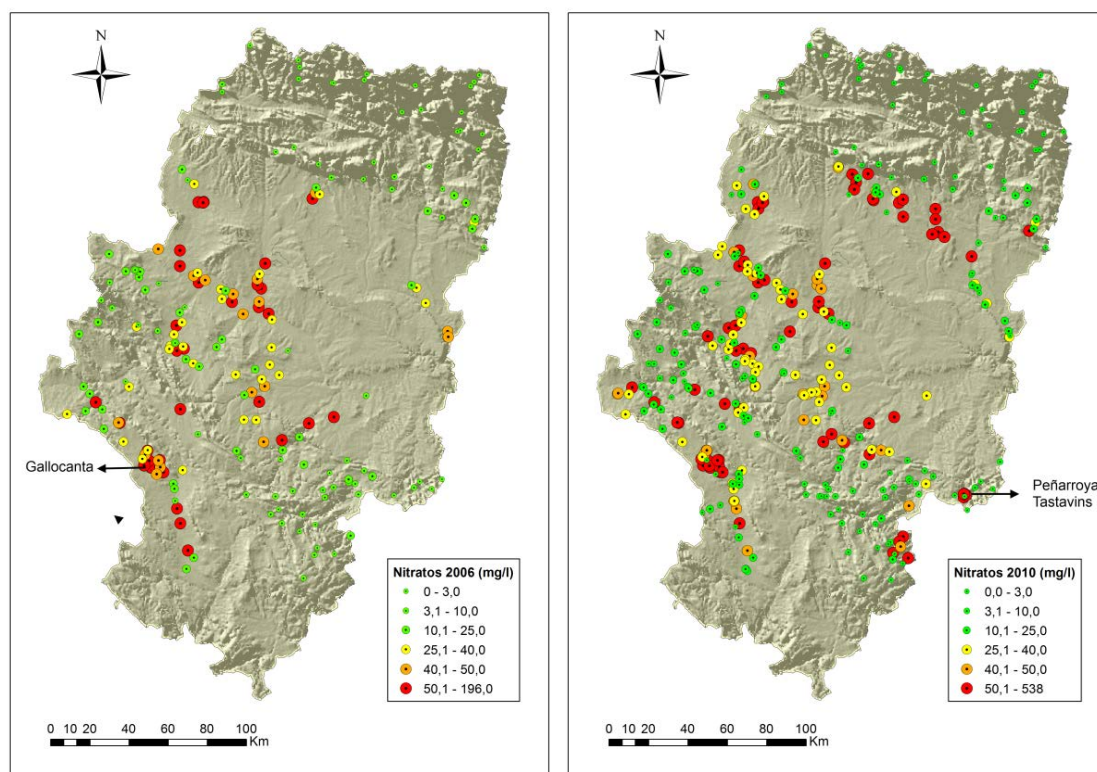


Figura II-8 Concentración de nitratos en Aragón años 2006 - 2010

El registro de las concentraciones de nitratos del año 2006 se encuentra compuesto por un total de 208 observaciones. La concentración promedio para dicho año alcanzó un valor de 29,99 mg/l. Respecto al umbral de 50 mg/l, concentración sobre la cual se presentarían riesgos para la salud humana, en el año 2006 un total de 38 puntos de muestra (18% del total), sobrepasaron este límite. Los 3 valores más altos de concentración: 196, 193 y 177 (mg/l) se presentaron en la masa de agua Gallocanta, en la provincia de Teruel. Si bien es cierto esta masa de agua se encuentra dispuesta en una zona de permeabilidad baja, dicha zona se caracteriza por un regadío intensivo, siendo la actividad agrícola la responsable de las altas cantidades de  $\text{NO}_3^-$  en las aguas.

El registro de las concentraciones del año 2010 se encuentra compuesto por un total de 380 observaciones. La concentración promedio de nitratos para el año 2010 alcanzó el valor de 35,7 mg/l. Respecto a los puntos de control que presentan valores por sobre el umbral de 50 mg/l, en este año un total 78 puntos (20,5% del total) sobrepasaron este valor, lo que mantiene prácticamente constante la proporción respecto al año 2006. Los valores de concentraciones máximas: 538, 310 y 292 (mg/l) se presentaron en la masa de agua Puertos de Beceite, principalmente en el término municipal de Peñarroya de Tastavins, situación que se explicaría por la alta concentración de instalaciones ganaderas porcinas en la zona.

La Tabla II-2 a continuación, resume la evolución estadística de la concentración de nitratos entre los años 2006-2010 en la Comunidad de Aragón. En síntesis, podemos decir que 47 puntos presentaron concentraciones de nitratos menor a 3 mg/l para el año 2006, en tanto para el año 2010 se registraron 79 puntos dentro de este rango, lo que implica una disminución del 2%; es decir, en términos porcentuales disminuyeron los puntos de control en los cuales las aguas subterráneas estaban completamente libres de contaminación por  $\text{NO}_3^-$ . Situación similar se presenta en el rango entre 3 a 10 mg/l, donde la proporción de observaciones disminuyó de un 15% a un 13% entre los años de análisis.

*Tabla II-2 Evolución estadística de la concentración de nitratos 2006-2010*

| Concentración de nitratos (mg/l) | 2006 |     | 2010 |     |
|----------------------------------|------|-----|------|-----|
|                                  | n    | (%) | n    | (%) |
| Menor a 3                        | 47   | 23  | 79   | 21  |
| 3 a 10                           | 31   | 15  | 51   | 13  |
| 10 a 25                          | 43   | 21  | 85   | 22  |
| 25 a 40                          | 30   | 14  | 60   | 16  |
| 40 a 50                          | 19   | 9   | 27   | 7   |
| mayor a 50                       | 38   | 18  | 78   | 21  |
| Número de estaciones             | 208  | 100 | 380  | 100 |
| Mínimo                           | 1    |     | 1    |     |
| Máximo                           | 196  |     | 538  |     |
| Mediana                          | 19   |     | 19   |     |
| Promedio                         | 30,0 |     | 35,7 |     |
| Desviación estándar              | 35,5 |     | 52,3 |     |

En general, desde el punto de vista estadístico, las concentraciones de nitratos se han incrementado entre los años de análisis. Sin embargo, la búsqueda de las causas que originan estos incrementos es una tarea compleja, debido a la gran cantidad de fuentes de nitrógeno que existen: fertilizantes minerales, residuos ganaderos, vertederos, fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), lodos de EDAR, fosas sépticas, cementerios, etc.

La principal preocupación en relación a la concentración de nitratos en las aguas de consumo humano se basa en su influencia en la aparición del síndrome del recién nacido cianótico o metahemoglobinemia (WHO, 2008). Por esta razón, la Unión Europea estableció como límite máximo de concentración permisible a aquel recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS), esto es un valor máximo de 50 mg/l (11,3 mg/l  $\text{NO}_3^-$ -N). De manera

similar, otras naciones y organismos internacionales han adoptado límites un tanto más restrictivos, como es el caso de la Agencia de Protección del Medioambiente de Estados Unidos (EPA), que ha establecido un límite de 45 mg/l (10 mg/l  $\text{NO}_3^-$ -N) para el agua de consumo humano (EPA, 2010).

Como se ha mencionado en el párrafo precedente, el criterio para establecer los límites máximos de nitratos en las aguas de consumo humano se basa en la protección de la salud. No obstante, desde el punto de vista ecológico también es de importancia determinar la influencia de las actividades humanas sobre el estado natural de las aguas. En tal sentido, se puede inferir con cierto grado de certeza, que aquellas aguas subterráneas que presenten concentraciones mayores o iguales a 15 mg/l  $\text{NO}_3^-$ , estarán sometidas a actividades contaminantes de origen antrópico (Burkart y Kolpin, 1993, Greene et al., 2004, Panno et al., 2006). La Figura II-9 a continuación, presenta el umbral de contaminación de nitratos relativo a actividades humanas, y deja en evidencia que del total de observaciones registradas en el año 2010 (380), el 57% (216) presenta concentraciones iguales o superiores a 15 mg/l  $\text{NO}_3^-$ .

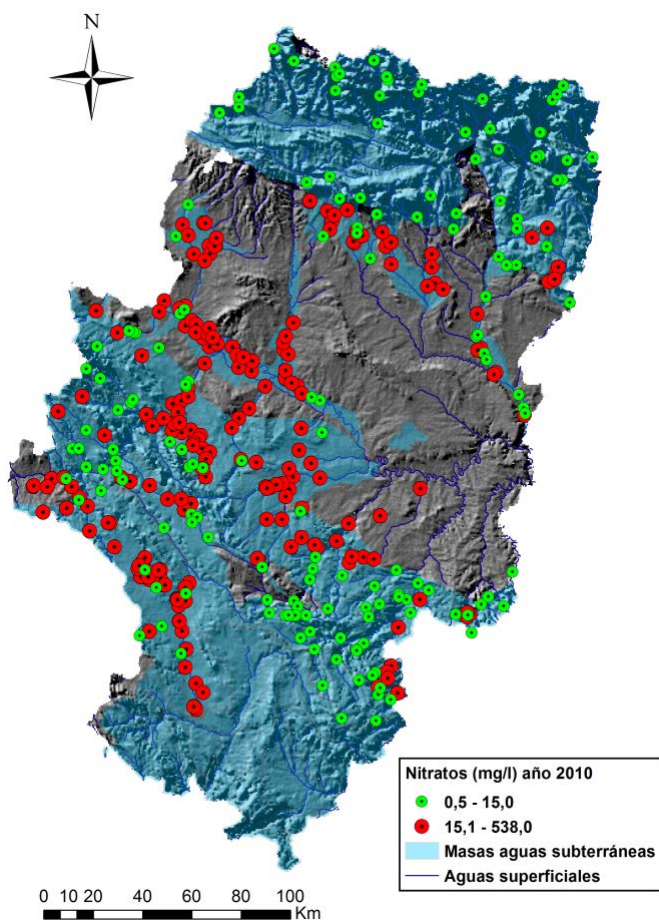


Figura II-9 Puntos con concentraciones de nitratos mayores y menores a 15 mg/l, año 2010



## II.6.2 Relación entre la concentración de nitratos y el uso de suelo agrícola

Debido a la gran cantidad de fuentes difusas, predecir con exactitud el lugar donde se presentarán efectos negativos sobre la calidad de las aguas subterráneas es una tarea prácticamente imposible, especialmente en áreas extensas donde se presenta un uso de suelo mixto y la superposición de innumerables actividades potencialmente contaminantes.

Un enfoque ampliamente extendido en la predicción y localización de acuíferos contaminados, es correlacionar el uso de suelo de un área específica con las observaciones de concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en el acuífero subyacente (McLay *et al.*, 2001, Eckhardt y Stackelberg, 2005, Barringer *et al.*, 2007).

En este estudio, para llevar a cabo esta labor se han utilizado las observaciones de los 380 puntos de control de la CHE (año 2010) y la información de la imagen CORINE Land Cover 2006 (CLC2006) disponible en el Instituto Geográfico Nacional (IGN). Mediante la intersección espacial de ambas coberturas se ha obtenido el diagrama de caja que se presenta a continuación en la Figura II-10.

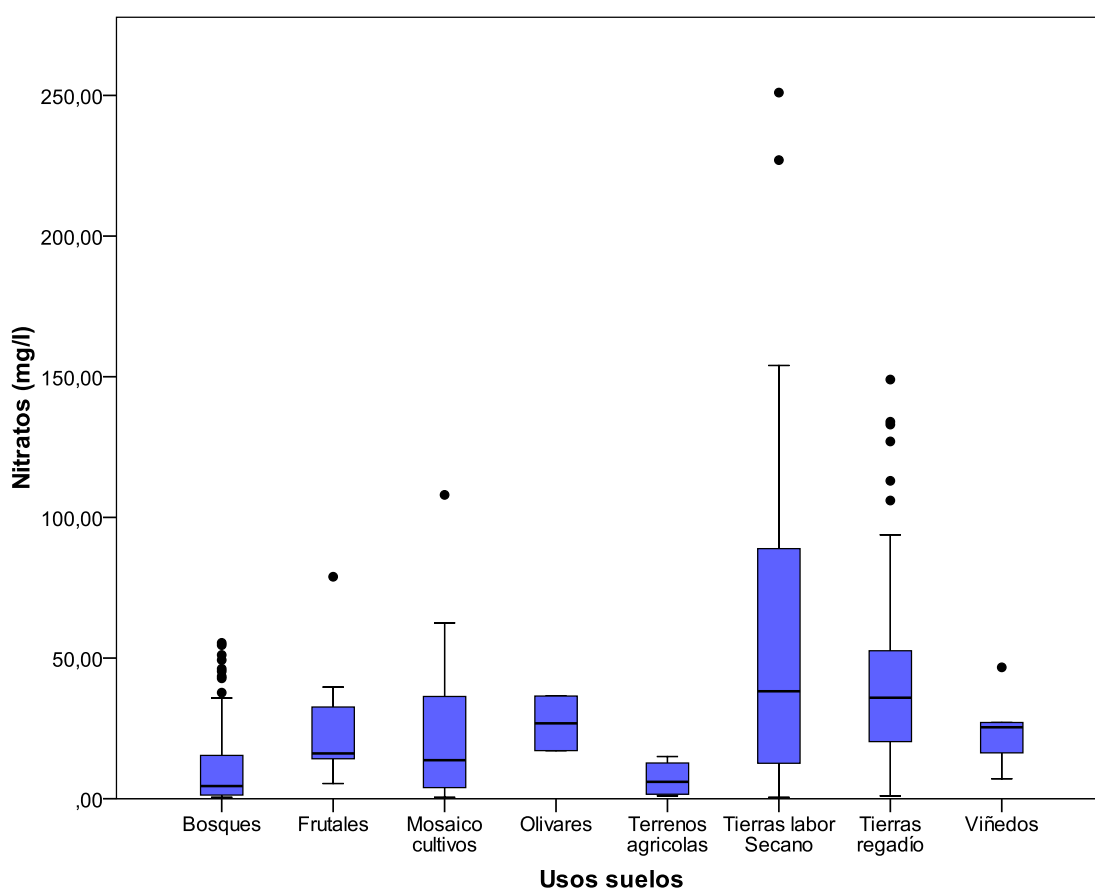


Figura II-10 Diagrama de caja de la distribución de las concentraciones de nitratos según el uso de suelo

El diagrama de caja muestra que las mayores concentraciones de nitratos se presentan en las tierras de labor en secano, que en el caso de Aragón incluyen principalmente cereales (trigo, cebada, avena y centeno); le siguen las tierras de regadío en donde también se cultivan estos cereales y aquellos que son más exigentes en lo que disponibilidad de agua respecta como lo son el maíz y el sorgo. En términos generales, se esperaría que las concentraciones de nitratos presentes en aguas subterráneas subyacentes a las tierras de regadío, fuesen mayores a aquellas en tierras de secano, ya que las aportaciones de N son 2,5 veces mayores, 174 kg N/ha y 68 kg N/ha, respectivamente (IDAE, 2007). No obstante, ambas superficies (regadío y secano) tienen medianas similares en torno a los 40 mg/l, presentando los cultivos de secano una mayor dispersión y amplitud de intervalo de las observaciones.

Con carácter secundario se presentan los cultivos de frutales (no cítricos), olivares y viñedos, con medianas entre 20-30 mg/l. En estas superficies de cultivos, es difícil establecer un comportamiento esperado en los valores de las observaciones, debido a la gran diferencia que existe entre las aportaciones de N para cultivos de secano y regadío, p.ej. 22 kg de N/ha y 82 kg N/ha en el caso de los viñedos. Además, si bien es cierto que los frutales en secano requieren una mínima cantidad de aportaciones de N, 13 kg N/ha en promedio (IDAE, 2007); en el caso de Aragón, el principal de estos cultivos es la almendra (50% de la superficie de frutales aproximadamente) el cual se caracteriza por ser uno de los cultivos frutales que requiere una mayor cantidad de aportación de N, 73 kg N/ha (DGA, 2005). Esta situación explicaría porque las concentraciones observadas presentan una distribución similar a aquellas que caracterizan a los viñedos y olivares.

Otro antecedente a considerar es la existencia de un importante número de valores atípicos (outliers), alejándose de gran manera de las medidas centrales en las superficies con cultivos de cereales (regadío y secano). Estas anomalías en la distribución de los valores puede ser un indicio de la existencia de cargas orgánicas de fertilizantes u otras fuentes de N no consideradas en los planes de fertilización registrados por la autoridad.

### **II.6.3 Análisis de heterogeneidad y dependencia espacial**

Existe una amplia gama de modelos de predicción espacial (más de 30) que permiten obtener el valor de una variable ambiental en función del comportamiento espacial de una muestra recopilada (Dubois y Galmarini, 2005), siendo los más comunes e implementados en plataformas SIG: inverso a la distancia, kriging, regresión polinómica y funciones de base radial.

En esta sección se utilizan pruebas y técnicas de interpolación espacial con la finalidad de discernir sobre la utilidad de estos modelos de predicción, y evaluar su aplicación en el estudio de las concentraciones de nitratos en las masas de aguas subterráneas de Aragón.

La mayoría de los modelos de interpolación espacial permitirán una adecuada estimación siempre y cuando los datos presenten una distribución normal. Para comprobar esta condición se han aplicado dos pruebas de normalidad estadística a los datos hidroquímicos de la CHE (año 2010): histograma y gráfico de probabilidad normal (P-P).

En la elaboración de ambas pruebas se ha extendido la red de datos a un total de 530 estaciones con la finalidad de que la superficie de interpolación abarque la totalidad del territorio de la Comunidad Autónoma. La Figura II-11 a continuación, presenta el histograma sin transformación y otro aplicando una transformación logarítmica.

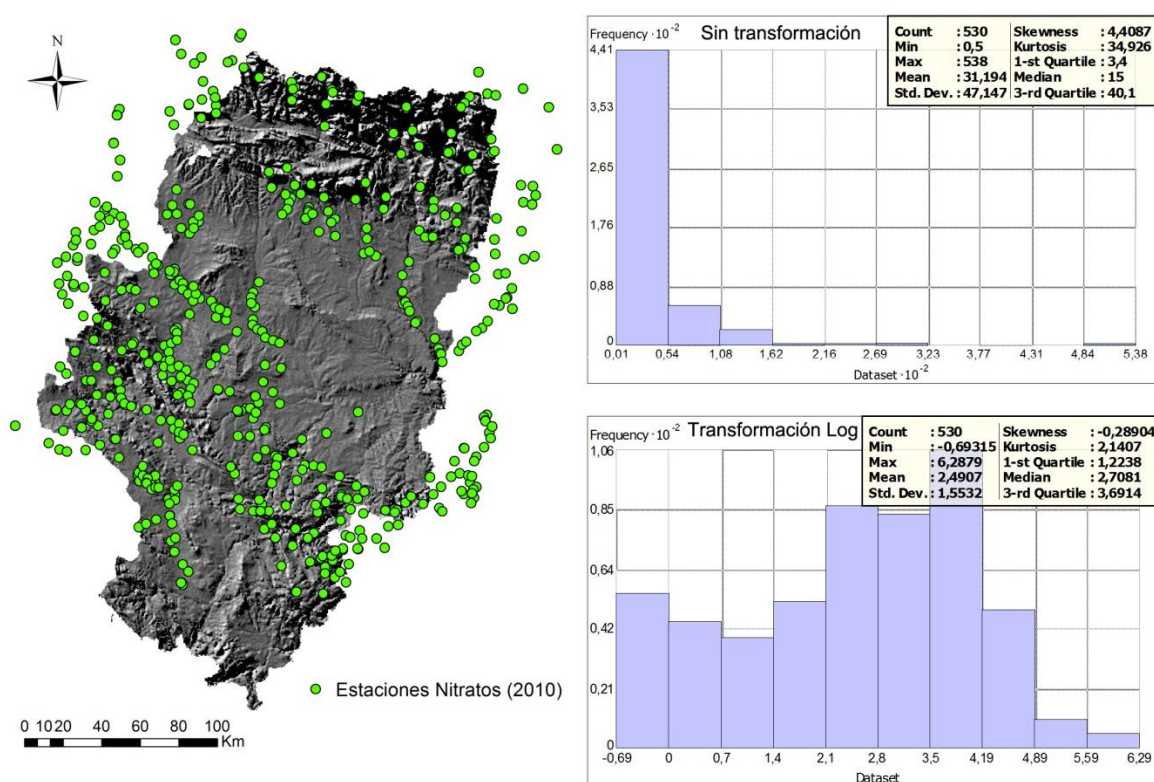


Figura II-11 Red observación e histogramas de la concentración de nitratos –Aragón 2010

Del análisis de los histogramas de Figura II-11, se desprende que los datos sin transformación presentan una sesgo positivo (4,4087), al contrario de lo que sucede con los datos transformados, que presentan un sesgo negativo de -0,28904. Si los valores del sesgo o asimetría son próximos a cero, esto indica que la distribución de los datos se ajusta a una distribución normal. En nuestro caso, aunque la transformación log de los datos nos permite obtener un valor de sesgo más cercano a "0", es evidente que la curva no se ajusta a la

normalidad. Además, ambas distribuciones son leptocúrticas (curtosis  $> 0$ ), presentando en el caso de los datos no transformados una muy alta concentración de observaciones en torno a los valores más bajos de la concentración de nitratos.

En segundo lugar, en la Figura II-12 a continuación se presenta el gráfico de probabilidad normal (P-P). El gráfico P-P compara la distribución empírica acumulada de la variable en estudio (concentración de nitratos) con la distribución teórica normal de esta variable. De tal forma, si los datos se ajustan a su distribución normal teórica, representado por la línea recta, se apreciará que los puntos se concentran en torno a ella.

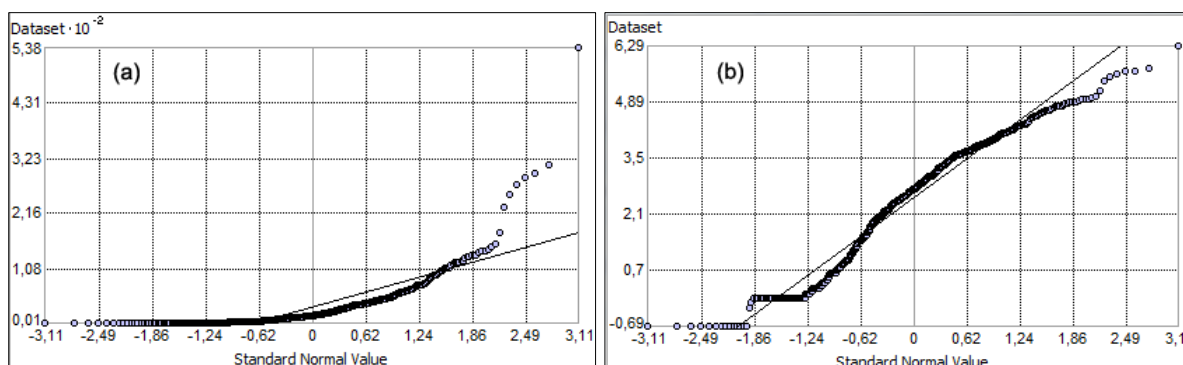


Figura II-12 Gráfico P-P de concentración de nitratos en acuíferos sin transformación (a) y transformación logarítmica (b)

En la Figura II-12 se observa que en ambas gráficas (a) y (b), existe una clara desviación sobre las líneas que representan las distribuciones normales teóricas. Aun cuando las diferencias en los extremos pueden considerarse aceptables, en las zonas centrales se presentan importantes desviaciones a la recta normal.

Mediante estas dos pruebas estadísticas (histograma y gráfico P-P) es posible concluir que las concentraciones de nitratos encontradas en las aguas subterráneas de Aragón no siguen una distribución normal ni log-normal.

Como se ha mencionado anteriormente, la mayoría de los métodos de interpolación espacial se basan en el supuesto de normalidad de las observaciones. Sin embargo, este requisito no es excluyente para el método de kriging<sup>12</sup>, debido a que es considerado uno de los mejores predictores lineales insesgados (ESRI, 2001). Esta sería una de las razones que han fomentado su utilización en la obtención de mapas de predicción de concentración de nitratos

<sup>12</sup> El método kriging asume que al menos una parte de la variación espacial observada en el fenómeno natural se puede modelar por procesos aleatorios con autocorrelación espacial. Mayores detalles pueden ser consultados en ESRI 2001. Using ArcGIS Geostatistical Analyst. ESRI, USA. 40.

en países como Francia, Italia, Japón y China (D'Agostino *et al.*, 1998, Babiker *et al.*, 2004, Flipo *et al.*, 2007, Chen *et al.*, 2008).

Por tal razón y a pesar que las concentraciones de nitratos de las aguas subterráneas de Aragón no siguen una distribución normal, a continuación se desarrollan las tareas para la obtención de un mapa de predicción de la concentración de nitratos, utilizando el método de kriging.

El primer paso para determinar la superficie de interpolación es analizar el semi-variograma de las concentraciones de nitratos de los acuíferos de Aragón para el año 2010 (Figura II-13). El variograma o semi-variograma permite estudiar el comportamiento de la variable espacial estudiada y evaluar la heterogeneidad que tendrá en una dirección determinada. El fundamento básico del variograma es que observaciones más cercanas (distancia) poseerán valores más similares que aquellas observaciones que se encuentren más alejadas unas de otras.

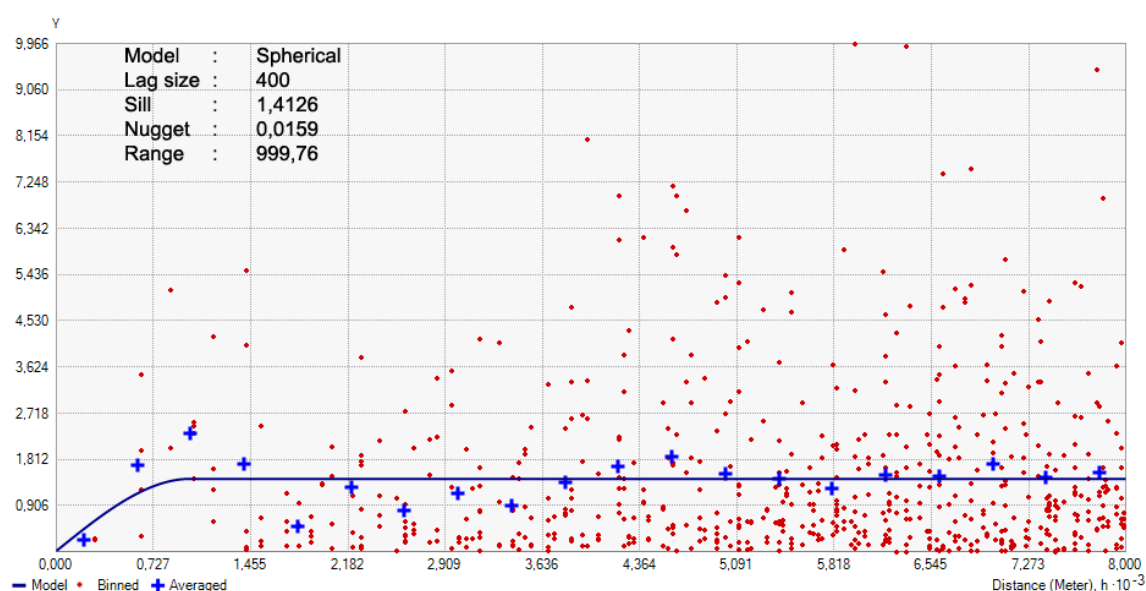


Figura II-13 Semi-variograma (transformación log) concentración nitratos Aragón 2010

La Figura II-13 representa el semi-variograma de la concentración de nitratos (transformación logarítmica) considerando un intervalo de análisis de 400 m (lag) y un modelo de ajuste esférico. Previamente fueron evaluados otros 5 modelos (Circular, Gausiano, Exponencial, K-Bessel y J-Bessel) los cuales también evidenciaron un pobre nivel de ajuste a las observaciones.

El semi-variograma de la concentración de nitratos de Aragón **no presenta un patrón de dependencia espacial**, es decir, no existe ninguna evidencia que permita asegurar que las observaciones más próximas (unas de otras) poseen una mayor similitud, lo cual se demuestra

por el alto grado de dispersión de las observaciones y el nulo nivel de ajuste en torno al modelo de predicción (esférico). Por lo tanto, cualquier interpretación de los parámetros del modelo (nugget, range o sill) resulta una labor sin sentido.

La Figura II-14 a continuación representa la superficie de interpolación obtenida mediante el método kriging. Se incluye el resumen de los errores, donde los valores RMS y del error promedio estándar (43,308 y 95,750) muestran el pobre nivel de ajuste del modelo. De manera particular los puntos de control (P1, P2, P3 y P4) desplegados en la imagen expresan la magnitud de estos errores. Por ejemplo, en el caso de P1 el valor predicho por el modelo es de 23 mg/l, sin embargo el valor real (observado) es de 310 mg/l.

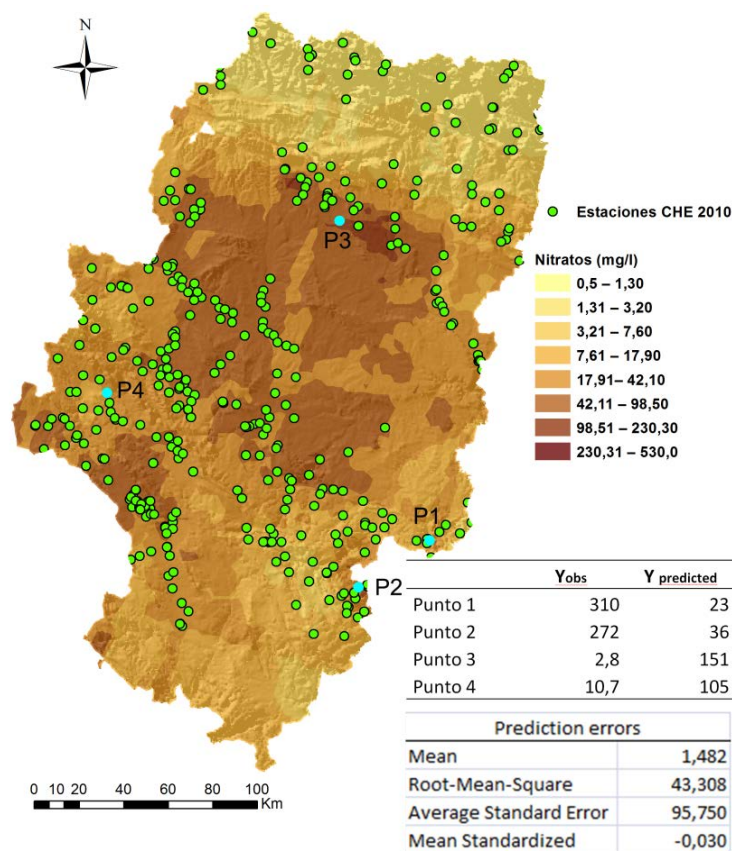


Figura II-14 Mapa de predicción de la concentración de nitratos de las aguas subterráneas de Aragón.

Como se ha demostrado, el método de interpolación espacial de kriging aun cuando es uno de los modelos más flexibles, no permite obtener un mapa de predicción adecuado, debido a que la concentración de nitratos de las aguas subterráneas de Aragón presenta una alta heterogeneidad en el área de estudio (no estacionaria), además de no cumplir con los principios de autocorrelación espacial. Por estas razones y debido a las características de la distribución de las concentraciones presentadas previamente, se considera que la presencia de nitratos no puede ser explicada únicamente por la carga de fertilizantes minerales adicionadas

a las superficies de cultivos de Aragón. La búsqueda de causas de expliquen las anomalías mencionadas anteriormente, debe enfocarse tanto en las características físicas y medioambientales del territorio, como en las cargas adicionales de nitrógeno que se introducen en el sistema.

## **II.7 CONCLUSIONES**

La problemática originada por el incremento del contenido de nitratos en las aguas, supone en el contexto general de la contaminación hídrica, uno de los puntos de mayor interés en razón del importante número de aprovechamientos que se encontrarían afectados, y que posiblemente aumentaría debido, entre otros factores, a la cada vez mayor concentración de actividades agropecuarias y otras instalaciones potencialmente contaminantes.

El énfasis inicial en la aplicación de la Directiva de Nitratos fue fundamentalmente la preocupación por la salud humana. Sin embargo, la preocupación general se ha desplazado hacia otros problemas medioambientales como son la eutrofización de las aguas superficiales e incremento de la acidificación de los ecosistemas.

Si bien es cierto, en España la mayoría de las Comunidades Autónomas han cumplido satisfactoriamente los requerimientos de la Directiva de Nitratos y de la DMA, no existe una metodología claramente definida que unifique los criterios seguidos por la autoridad en la designación de las Zonas Vulnerables. La opinión del autor de esta tesis, es que las designaciones establecidas en cada una de las CC.AA, más que aportar un ordenamiento territorial basado en la protección del medioambiente, entrega una zonificación donde el riesgo o grado de afección es un hecho.

Más allá de una simple delimitación geográfica, la designación de zonas vulnerables genera obligaciones y una mayor exigencia para las explotaciones agrícolas y ganaderas que se encuentren incluidas dentro de sus límites, por ende debe existir una metodología que sistematice y transparente los criterios que son utilizados para dicha labor.

Por tales razones, la propuesta desarrollada en esta tesis se presenta como una alternativa que intenta abordar la problemática de la contaminación de nitratos desde una visión global del territorio, y con una marcada orientación hacia la protección del medioambiente.

### **III. MODELIZACIÓN PARAMÉTRICA DE VULNERABILIDAD AMBIENTAL: BASES DEL MODELO IVNA-LSP**

En el caso de que las técnicas geoestadísticas no permitan establecer patrones espaciales en el comportamiento de las concentraciones de nitratos, una de las alternativas que debe ser evaluada es identificar zonas de interés en las cuales existe un mayor riesgo (mayor vulnerabilidad) ante procesos de contaminación, utilizando para ello variables explicativas medioambientales inherentes al territorio, como pueden ser las cargas fertilizantes de la actividad agrícola, características edáficas, configuración hidrogeológica, relieve y clima.

En condiciones naturales (sin considerar el efecto del hombre), los principales factores que determinan la calidad del agua subterránea son las características geológicas y las condiciones climáticas de su entorno (Bedient *et al.*, 1994), principalmente temperatura y precipitaciones. En tal sentido, es razonable esperar que en regiones con similares patrones de precipitaciones, el proceso de recarga de los acuíferos tendrá mayor magnitud en aquellas que presenten menores valores de evapotranspiración. De manera similar, las características químicas de las aguas subterráneas, estarán determinadas por el tipo de suelo y por las formaciones geológicas del subsuelo por las cuales el agua atraviesa, disolviendo partículas de roca y adquiriendo un mayor contenido de minerales. Estas características son propias del sistema natural en cuestión y definen la llamada «vulnerabilidad intrínseca» de los acuíferos a cualquier sustancia contaminante o cualquier alteración de su condición normal. No obstante, este análisis no es suficiente para determinar la vulnerabilidad efectiva o potencial de afección. La vulnerabilidad efectiva de los acuíferos debe incluir dos parámetros básicos: vulnerabilidad intrínseca y vulnerabilidad específica (Gogu y Dassargues, 2000).



La vulnerabilidad específica intenta expresar la fragilidad del sistema acuífero-actividad para un contaminante (por ejemplo: nitratos), o una actividad específica (ganadería porcina, agricultura, u otra). En tal sentido, una zona en particular, restringida a una decena de km<sup>2</sup>, con un tipo de acuífero determinado, con una profundidad de nivel saturación y una conductividad hidráulica (k), poseerá un mismo nivel de fragilidad intrínseca. Sin embargo, si estudiamos detenidamente la cobertura vegetal de la zona, el uso de suelo y principalmente la concentración de las actividades agrarias, estaremos en condiciones de calificar la vulnerabilidad específica de los acuíferos con una adecuada diferenciación espacial.

El objetivo del presente capítulo es sentar las bases para la posterior construcción del modelo paramétrico IVNA LSP. En los apartados a continuación, a partir de una problemática establecida, se seleccionan una serie de factores que en su conjunto determinarán la vulnerabilidad del territorio ante procesos de contaminación por nitratos. Cada uno de los factores (hidrogeológicos y medioambientales) ha sido llevado a un intervalo continuo mediante funciones de pertenencia de tipo fuzzy, acorde al comportamiento del factor y su influencia en el proceso de contaminación.

### **III.1 BASES DE DESARROLLO DEL MODELO PARAMÉTRICO DE VULNERABILIDAD**

El uso de modelos paramétricos en evaluación y planificación ambiental se considera una herramienta útil. En función de la disponibilidad de información, estos pueden ser replicados en otros territorios con características ambientales similares.

Por tales razones, tanto en la selección de factores, como en la construcción y posterior aplicación, se ha intentado otorgar la máxima versatilidad al modelo paramétrico, con el fin de que la metodología aquí expuesta pueda ser utilizada en estudios a escala regional, en territorios en los cuales se carezca de herramientas de planificación y protección de las aguas subterráneas.

El modelo paramétrico IVNA-LSP ha sido desarrollado de manera íntegra en el SIG ArcGis v10.1. Los SIG se han utilizado tradicionalmente para el manejo de datos espaciales y se desarrollaron a partir de la confluencia de las ciencias ambientales, ciencias de la tierra y aquellas relativas a la sociedad. Su ámbito de aplicación va desde evaluaciones de recursos naturales (Janke, 2010), disponibilidad de residuos orgánicos para su aprovechamiento energético (Batzias *et al.*, 2005, Beccali *et al.*, 2009), otros relativos a la salud de la población (Croner *et al.*, 1996, Cromley y McLafferty, 2011), hasta un amplio espectro de estudios de vulnerabilidad y riesgos medioambientales (Cutter, 1996, Liu *et al.*, 2006, Lovett *et al.*, 2006).

### III.1.1 Metodología de implementación del modelo IVNA-LSP

En el marco del desarrollo de la tesis, el modelo IVNA-LSP será aplicado al caso de la Comunidad Autónoma de Aragón. Los principales pasos de la metodología de implementación (metodología específica) y ejecución del modelo paramétrico se presentan a continuación en la Figura III-1.

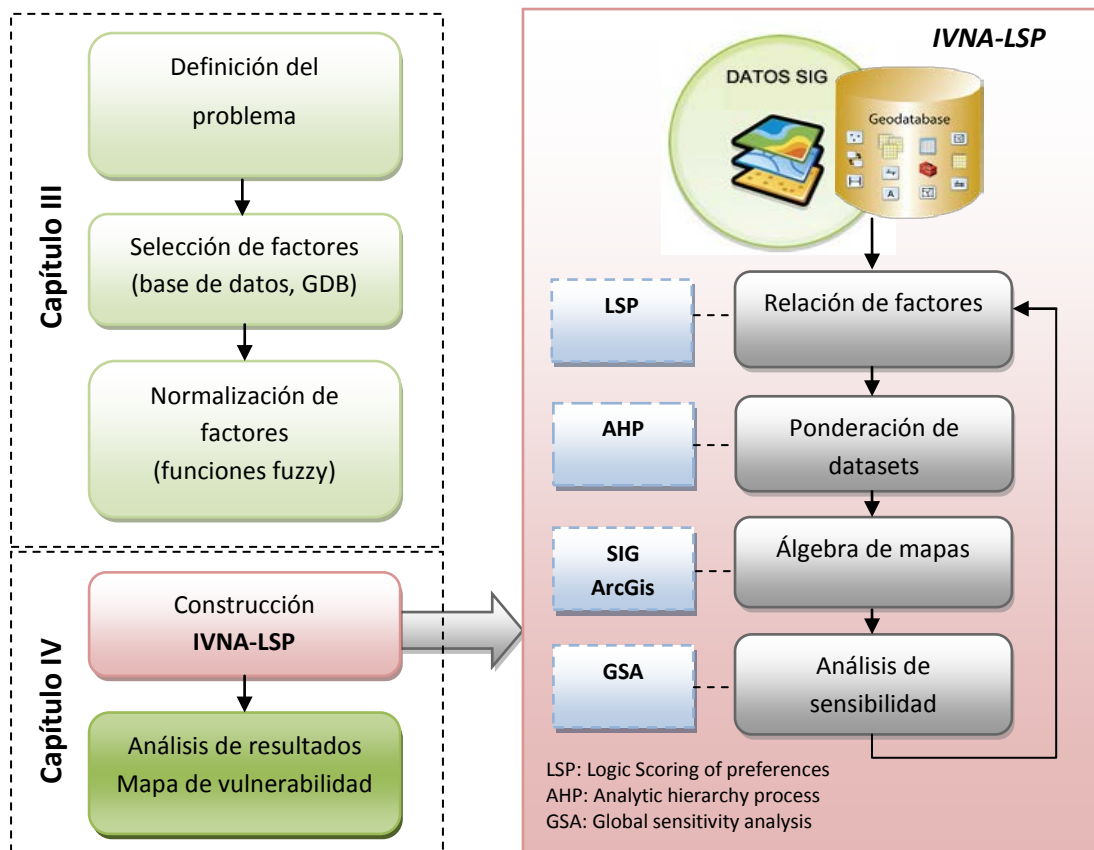


Figura III-1 Metodología específica para el desarrollo y ejecución de IVNA-LSP

La metodología específica de IVNA-LSP está compuesta por 5 pasos secuenciales, que serán desarrollados en los capítulos III y IV de esta tesis. El primero de ellos lo representa la **definición del problema** que determina el ámbito de interés del estudio. La aplicación de la metodología estará orientada a establecer áreas geográficas en las cuales el territorio, en su conjunto, presente una mayor fragilidad ambiental a la contaminación por nitratos.

Debido a que la problemática establecida tiene directa relación con la protección del medioambiente, del ser humano y donde a su vez las características físicas del territorio influyen en la dinámica de los procesos de contaminación, en segundo lugar se desarrolla la **selección de factores**, donde un total de 11 variables se agruparon en dos categorías principales: i) Factores Hidrogeológicos (FH) y ii) Factores Medioambientales (FM). Con esta

información geo-espacial se construyó una base de datos geográfica o geodatabase (GDB) de Aragón, la cual contiene información relativa a aquellos factores que determinan en mayor o menor medida la fragilidad del territorio a procesos de contaminación de nitratos. La separación de los factores en dos categorías responde a la necesidad de evaluar por una parte la vulnerabilidad propia del sistema acuífero en el contexto territorial, y también con la finalidad de considerar el efecto que tienen las características físicas y ambientales del territorio.

Si bien considerando un mayor número de factores se puede establecer una mayor cantidad de configuraciones características, también se requiere un gran trabajo en la obtención de información a una resolución geográfica y grado de precisión adecuado. Por lo tanto, en el modelo propuesto se han considerado aquellos parámetros fundamentales que aseguren una adecuada diferenciación del territorio y que permitan que esta metodología pueda ser aplicada en otras regiones sin excesivas exigencias de información.

En tercer lugar, en función del conocimiento e importancia de cada uno de estos factores que de manera conjunta influirán en la vulnerabilidad del territorio, se procede a **normalizar los factores**, para ello se han aplicado distintos tipos de funciones de lógica difusa. El proceso de transformación de cada uno de ellos se conoce como «fuzzificación» y establece el grado de pertenencia de cada valor de entrada. Los valores transformados variarán de 0 a 1, en donde 1 será el máximo grado de pertenencia al conjunto, que en nuestro caso indicará el máximo grado de vulnerabilidad (riesgo).

El grado de pertenencia de un factor a una determinada clase difusa se define mediante distintos tipos de funciones continuas Fuzzy, p.ej., lineales, gaussianas, near, small, large, entre otras. Cada función seleccionada intenta representar de la mejor manera posible el comportamiento del factor y su grado de influencia ante el fenómeno de contaminación de nitratos; p.ej., si nuestro criterio es seleccionar aquellos lugares que presenten riesgo de lixiviación, considerando únicamente la pendiente del terreno, abstrayéndonos de la configuración global del territorio, podríamos decir que aquellas superficies con un valor de menos de 2% presentarán altas probabilidades de lixiviación (valor = 1) y que aquellas que presentan una pendiente mayor a 20% tendrán una baja probabilidad (valor = 0), por lo cual se seleccionará un función fuzzy «small». Adicionalmente, si nuestro objetivo es fuzzificar el factor de las precipitaciones y modelar su efecto en el proceso de infiltración; sería más razonable utilizar una función fuzzy de tipo «large» en donde el grado de pertenencia máxima se presentará en terrenos donde la precipitación sea más alta.

El cuarto paso de la metodología lo representa la **construcción del modelo paramétrico IVNA-LSP**, el cual dentro de su secuencia incorpora distintas tareas secuenciales

como son: i) diseño de la relación y dependencia entre factores, a través de técnicas de puntuación lógica de las preferencias (LSP); ii) ponderación de los datasets (factores), mediante el proceso de análisis jerárquico (Analytic Hierarchy Process, AHP), el cual permite establecer y comparar la importancia o peso de cada una de los factores aquí considerados y modelar su influencia en una función objetivo global; iii) álgebra de mapas, mediante el sistema de información geográfica ArcGis 10.1 se construye un modelo geográfico en donde se realizan las operaciones de manipulación de los datasets (ráster calculator); y iv) análisis de sensibilidad, a través del cual se evalúa la incertidumbre del resultado final (mapa de vulnerabilidad) en relación con los factores de entrada al modelo. El último paso de la metodología lo representa el **análisis de los resultados** obtenidos (mapa de vulnerabilidad).

Debido a la extensión de los dos últimos pasos de la metodología (construcción del modelo y análisis de resultados), su desarrollo será abordado de manera separada en el capítulo IV de la presente tesis.

### III.1.2 Ámbito de aplicación del modelo IVNA-LSP

En el marco del desarrollo de esta tesis, el modelo IVNA-LSP surge como una herramienta necesaria para el estudio de la vulnerabilidad del territorio ante procesos de contaminación por nitratos. Una vez analizados los datos de concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  de las distintas estaciones de monitoreo, se verificó que su distribución en el espacio geográfico no puede ser modelada a través de técnicas de interpolación. Además, debido a la ausencia de una metodología española para la designación de zonas con distintos grados de vulnerabilidad a escala regional, se planteó la necesidad de crear un modelo paramétrico utilizando técnicas de evaluación multicriterio (EMC) que dé respuesta a la problemática establecida. Sin embargo, como el modelo IVNA LSP tiene su génesis en una necesidad específica y aplicada a la Comunidad Autónoma de Aragón, es que su aplicación en otros territorios estará restringida a ciertas condiciones particulares que se detallan a continuación:

- a) Relativas a la escala de aplicación: IVNA-LSP ha sido diseñado para estudios regionales en los cuales se carezca de suficiente información de medidas directas de la concentración de nitratos en las aguas subterráneas, o en aquellas que debido a la alta heterogeneidad del territorio no se presente un claro patrón de comportamiento. Si se desea realizar un análisis a escala local se recomienda enfocar el estudio en técnicas geoestadísticas tradicionales y su posterior comparación con métodos paramétricos

tales como DRASTIC o SINTACS R5, procedimiento que ha sido aplicado satisfactoriamente por Assaf y Saadeh (2009) o Jiménez-Espinosa *et al.* (1997).

- b) Relativas a las características del territorio: IVNA-LSP puede ser aplicado principalmente en regiones con un clima mediterráneo continental. En caso contrario, debido a condiciones climáticas extremas, se alteraría la ponderación o importancia relativa de los FM. Por otra parte, las zonas costeras se encuentran excluidas de su ámbito de aplicación, ya que la intrusión de agua marina hacia los acuíferos es un fenómeno común que afecta a la calidad de las aguas (Huyakorn *et al.*, 1987) y que no se encuentra considerado en IVNA LSP.
- c) Relativas a las configuraciones acuíferas: se ha intentado dar la máxima versatilidad al modelo mediante una adecuada variación en las puntuaciones de vulnerabilidad para las distintas configuraciones acuíferas. Sin embargo, en el caso de que el área de estudio se encuentre dominada por la presencia de cuencas kársticas, se recomienda utilizar métodos específicamente creados para este tipo de acuíferos, como el método EPIK (Doerfliger *et al.*, 1999).
- d) Relativas a la disponibilidad de información: la mayoría de los factores seleccionados por el método IVNA son de fácil adquisición para el territorio europeo. Quizás la mayor dificultad lo pueden representar los referentes a las características hidrogeológicas (permeabilidad de la zona vadosa y superficie piezométrica). No obstante, dichas carencias pueden ser subsanadas mediante el análisis de mapas geológicos y el apoyo del criterio experto.

### III.1.3 Selección de factores y reglas de normalización

En el presente apartado se enumeran los factores que son considerados por IVNA-LSP y se describen las reglas de normalización. Respecto al proceso de normalización es necesario mencionar que éste permite por una parte llevar los factores a un intervalo continuo de comparación entre [0-1], y adicionalmente, en el caso de los factores medioambientales, intenta establecer la forma o magnitud en la que un factor puede afectar a los procesos de desnitrificación, como proceso atenuante, y a la infiltración, como proceso facilitador.

#### III.1.3.1 Factores Hidrogeológicos (FH)

El modelo IVNA-LSP propuesto, considera 3 FH que de manera conjunta determinarán la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, estos son: tipo de acuífero (**FH<sub>AC</sub>**), profundidad de la tabla de agua (**FH<sub>DG</sub>**) y permeabilidad del terreno (**FH<sub>PV</sub>**). Aunque, considerando una mayor cantidad de factores hidrogeológicos, p.ej., conductividad hidráulica o permeabilidad de la zona saturada, se obtendría una mejor caracterización del sistema, es también cierto que esta información es de difícil adquisición a escalas regionales y por ello no han sido consideradas en el modelo.

La mayoría de los factores considerados por IVNA LSP pueden ser normalizados mediante funciones fuzzy continuas, sin embargo, en el caso de los factores hidrogeológicos no se ha aplicado ninguna función de reclasificación, debido a que estos factores representan la vulnerabilidad específica de las masas de agua subterránea y las categorías consideradas requieren ser puntuadas en base al conocimiento experto. Por lo tanto, tal como se aprecia en la Tabla III-1 a continuación, solo se aportan las directrices para evaluar estos tres factores.

En el caso de la existencia de acuíferos kársticos, como una manera de considerar las singularidades que les diferencian del resto de acuíferos en lo que respecta a su estructura de drenaje, en la puntuación de **FH<sub>DG</sub>** se propone asignar una mínima distancia virtual entre la superficie terrestre y la tabla de agua; ya que si bien pueden encontrarse a mayores profundidades, su red de conductos transmite rápidamente un contaminante sin apenas modificación. Mayores detalles respecto a las puntuaciones específicas que se otorgan a las distintas clases de vulnerabilidad para los FH se presentan en la aplicación del modelo IVNA LSP a la Comunidad Autónoma de Aragón (sección III.2.2.).

Como hemos mencionado anteriormente, la normalización de los FH intenta calificar la vulnerabilidad en el intervalo de comparación de [0-1]. A pesar de la subjetividad en la que se incurre al asignar valores discretos, a través de esta propuesta se puede establecer un amplio

grado de diferenciación (80 valores) que permiten jerarquizar el grado de vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas de la región de estudio.

*Tabla III-1 Descripción y clases de vulnerabilidad de los factores hidrogeológicos*

|                          | <b>FH<sub>AC</sub></b>  | <b>FH<sub>DG</sub></b>  | <b>FH<sub>PV</sub></b>                                     |
|--------------------------|---|---|--|
| Nº Clases                | 4   | 5   | 4  |
| Vulnerabilidad<br>Clases | Sin presencia<br>Confinado<br>Semi confinado<br>Libre               | > 35m<br>15-35 m<br>5-15 m<br>< 5m<br>Karst   | Muy baja<br>Baja<br>Alta<br>Muy alta                       |
| Rango puntuación         | [0-1]   | [0-1]   | [0-1]  |
| Descripción              | Se basa en las características hidráulicas de las capas confinantes | Se basa en el trayecto que debe recorrer el nitrato hasta llegar a la superficie de la tabla de agua. | Se basa en la capacidad de nitrificación de la zona vadosa |

### *III.1.3.2 Factores Medioambientales (FM)*

Un exceso de nitrógeno en el suelo, ya sea por aportaciones de fertilizantes minerales u orgánicos, puede conducir a procesos de volatilización, pérdidas por desnitrificación o lixiviación de nitratos, situación que se encuentra caracterizada por la complejidad de las interacciones entre ellos.

Los factores que inciden en mayor medida en el lavado de nitrógeno son el clima (precipitaciones, evapotranspiración); el relieve (pendientes y superficies de acumulación) y las cargas de nitrógeno por fertilización. Por otra parte, las características del sustrato edáfico (pH, contenido de materia orgánica y contenido de humedad) determinarán el potencial de desnitrificación como proceso moderador.

Las precipitaciones son el principal medio de transporte de sustancias potencialmente contaminantes, en tanto el tipo de cultivo es de especial importancia, ya que aquellos que demandan una mayor cantidad de nitrógeno para su desarrollo (p.ej., maíz o cítricos) presentarán en términos absolutos un mayor riesgo de lixiviación. De tal forma, si existe un

superávit de nitratos en la zona radicular y agua suficiente para transportarlos a capas más profundas del suelo, la capilaridad del suelo no será suficiente para impedir su lixiviación.

Respecto a las características del suelo, la materia orgánica representa la principal fuente de energía para los microorganismos que intervienen en el ciclo del nitrógeno. Microorganismos que a su vez presentan diferentes condiciones de desarrollo en función del pH del suelo y del contenido de humedad. Por ejemplo, las bacterias que interactúan en los procesos de inmovilización-mineralización alcanzan un equilibrio para ratios C:N de 25:1 (MacDonald *et al.*, 2002), para valores menores predominará la mineralización con el consiguiente aumento en el riesgo de lixiviación.

A continuación la Tabla III-2 enumera los 8 FM seleccionados y los criterios generales de puntuación. Por motivos metodológicos de orden en el documento, la base teórica de la formalización de cada uno de los factores y la selección de las funciones de pertenencia fuzzy se detalla en la sección III-2 a continuación.

Tabla III-2 Descripción y clases de vulnerabilidad de los factores medioambientales

| Factor medioambiental                   | Criterio                      | Función Fuzzy | Descripción   |
|---|-------------------------------|---------------|---|
| Uso de Suelo (FM <sub>LC</sub> )        | Carga de nitrógeno            | Lineal        | La reclasificación del uso de suelo se realiza en función de los aportes de nitrógeno mineral. Suelos con mayor carga de nitrógeno, adquieren un valor máximo de la función de pertenencia.                                       |
| Textura del Topsoil (FM <sub>TT</sub> ) | Potencial de desnitrificación | Small         | Se relaciona el contenido de arcilla del topsoil con el proceso de desnitrificación. Suelos con menores contenidos de arcilla, tendrán menor capacidad de retención de humedad y con ello un menor potencial de desnitrificación. |
| Carbono Orgánico (FM <sub>OC</sub> )    | Potencial de desnitrificación | Lineal        | Se realiza una reclasificación en función del contenido de carbono orgánico del suelo. Un mayor contenido aumenta la eficiencia de las bacterias desnitrificantes.  |
| pH (FM <sub>pH</sub> )                  | Potencial de desnitrificación | Near          | El pH regula el proceso de desnitrificación. Por lo tanto la reclasificación se realiza en función de un pH óptimo cercano a la neutralidad.  |
| Precipitaciones (FM <sub>RR</sub> )     | Infiltración                  | Large         | La reclasificación se realiza en función de la precipitación anual acumulada. Aquellas zonas con un mayor registro histórico, presentan un mayor riesgo de infiltración.  |
| Evapotranspiración (FM <sub>ET</sub> )  | Infiltración                  | Small         | La reclasificación se realiza en función de la evapotranspiración potencial (ETP). Aquellas zonas con una mayor ETP presentarán un menor riesgo de infiltración.  |
| Pendientes (FM <sub>SR</sub> )          | Infiltración                  | Small         | Aquellas zonas con menor pendiente (entre 0-20%) presentan un mayor riesgo de infiltración por aumento del espesor de la lámina de agua.  |
| Acumulación (FM <sub>FA</sub> )         | Infiltración                  | Lineal        | Aquellas zonas con mayor acumulación de flujo adquieren un valor máximo de pertenencia (mayor riesgo).  |



## **III.2 APLICACIÓN DE IVNA-LSP PARA LA DETERMINACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE ARAGÓN**

### **III.2.1 Definición del problema**

El año 2010 un 21% de las estaciones de monitoreo de la calidad de las aguas subterráneas de la CHE, en Aragón, evidenciaban contenidos de nitratos superiores al máximo permitido por la normativa ambiental vigente (50 mg/l). Además, un 57% de las estaciones registraron concentraciones mayores o iguales a 15 mg/l, lo que implicaría que esas masas de agua subterránea se encontrarían sometidas a algún tipo de presión contaminante de origen antrópico. Debido a la alta heterogeneidad del territorio de Aragón, las técnicas de geoestadística clásica no pueden ser utilizadas para determinar patrones de comportamiento en el proceso de contaminación de los acuíferos, por ende es necesario estudiar la vulnerabilidad del territorio en su conjunto, evaluando las interacciones que se desarrollan entre los factores que influyen en el proceso.

Por otra parte, desde el punto de vista metodológico es fundamental establecer zonas con distintos grados de vulnerabilidad. Actualmente los instrumentos de planificación que se aplican en España, si bien cumplen con los requerimientos de la Unión Europea, no permiten establecer zonas con grados intermedios de riesgo. El concepto de vulnerabilidad no debe ser usado como sinónimo de «zonas afectadas», y en aquellas zonas designadas como «vulnerables» es claro que el grado de fragilidad no es bajo ningún concepto una constante. Por tales razones, es fundamental proporcionar una herramienta que oriente la acción tanto de agricultores, ganaderos y autoridades ambientales en pos de un desarrollo sostenible.

### **III.2.2 Formalización de Factores Hidrogeológicos (FH)**

#### *III.2.2.1 Factor $FH_{AC}$ : Tipología de la masa de agua subterránea*

Este primer factor intenta evaluar el riesgo básico de lixiviación de nitratos hacia el acuífero y se basa en las características hidráulicas de las capas confinantes. Es así como los acuíferos pueden ser clasificados como: libres, semi-confinados y confinados (Fetter y Fetter, 1994).

Los acuíferos libres son aquellos en los cuales su límite superior (superficie freática) se encuentra a presión atmosférica y no se encuentra cubierto por ninguna capa confinante

(impermeable). Su posición no es fija sino que varía en función de las épocas secas o lluviosas. En cambio los acuíferos confinados son aquellos cubiertos por una capa impermeable, la cual actúa como una cobertura de protección a fuentes de contaminación desde capas superiores. La capa de confinamiento está compuesta generalmente por materiales arcillosos y limo, que impiden la lixiviación de nitratos u otros contaminantes hacia las aguas subterráneas. Como consecuencia, los acuíferos confinados son menos vulnerables que los acuíferos libres a procesos de contaminación.

La existencia de acuíferos estrictamente confinados es un fenómeno poco recurrente, debido a que en la práctica la mayoría de las capas confinantes no son completamente impermeables. La existencia de acuitardos en la capa superior, permite la infiltración de agua y con ello la alimentación de acuíferos subyacentes (acuíferos semi confinados). Los acuíferos dentro de esta última categoría presentarán un riesgo de vulnerabilidad intermedio.

Si bien es cierto, la clasificación aquí mencionada tiene un carácter general, se presenta como una primera diferenciación de las masas de aguas subterráneas. Mediante la consideración de este factor se incorpora el efecto que tiene el grado de confinamiento sobre la vulnerabilidad intrínseca del acuífero.

La cobertura geográfica en formato shapefile<sup>13</sup> (shp) utilizada para la representación de este factor ha sido elaborada a partir de la información disponible en las Confederaciones Hidrográficas del Ebro y del Júcar. A continuación se presenta el cuadro de clasificación (Tabla III-3) del factor hidrogeológico según tipo de acuífero ( $FH_{AC}$ ).

Tabla III-3 Clasificación y puntuación del factor  $FH_{AC}$  – IVNA LSP

| Tipo de acuífero     | Valor $FH_{AC}$ | Descripción                               |
|----------------------|-----------------|---|
| Sin presencia        | <b>0,1</b>      | No existe una formación acuifera definida |
| Confinado            | <b>0,2</b>      | Cubierto por capa impermeable             |
| Semi-confinado       | <b>0,5</b>      | Cubierto por un acuitardo                 |
| No confinado (libre) | <b>1</b>        | No existe una capa confinante             |

Es necesario mencionar que la clasificación «sin presencia» se refiere a aquellas zonas en las cuales debido a la configuración geológica no existen masas de aguas subterráneas claramente definidas. No obstante, en dichas zonas existen procesos de infiltración menores

<sup>13</sup> Un shapefile es un formato que se utiliza para almacenar la ubicación geométrica y la información de atributos de las entidades geográficas (puntos, líneas o polígonos).

que es factible puedan llegar a las masas subterráneas cercanas como aportaciones laterales. Por esta razón se han calificado con el valor mínimo de vulnerabilidad de este factor (0,1). En la Figura III-2 a continuación se presenta la representación gráfica del factor  $FH_{AC}$ .

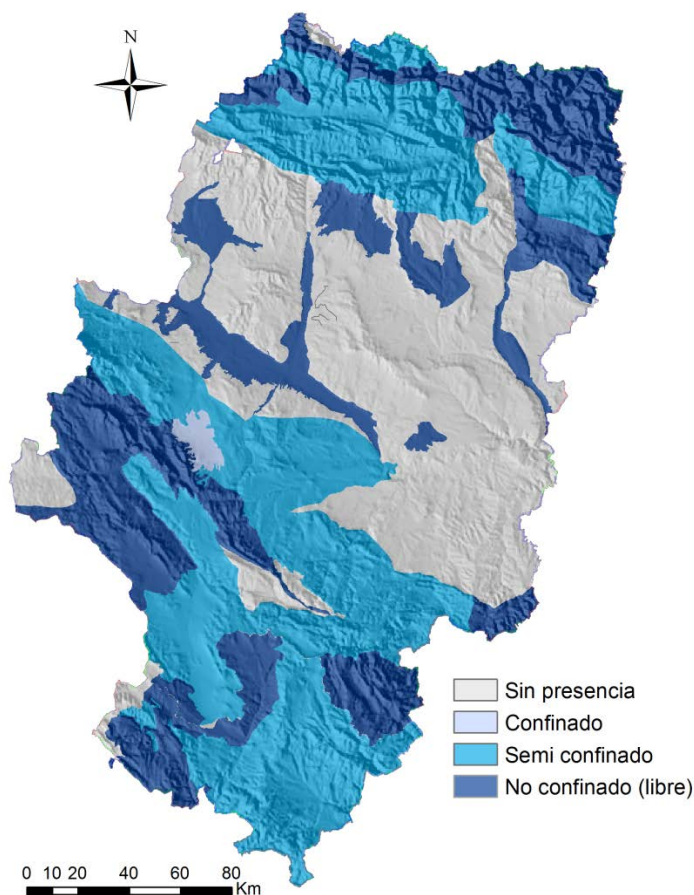


Figura III-2 Factor hidrogeológico tipo de acuífero ( $FH_{AC}$ ) - Aragón

### III.2.2.2 Factor $FH_{DG}$ : Profundidad de la tabla de agua

La profundidad de la tabla de agua se refiere al nivel freático en los acuíferos libres y al techo del acuífero en los acuíferos confinados. En Aragón, a partir de los datos proporcionados por la red piezométrica de la CHE y la base de datos del Inventario de Puntos de Agua (IPA), se seleccionaron un total de 5.087 puntos que permitieron mediante métodos de interpolación kriging, generar una cobertura shapefile que representa una aproximación muy general al espesor de la zona no saturada (ZNS), asumiendo que el espesor de la ZNS coincide con la profundidad a la que se encuentra el nivel freático.

En términos generales, la vulnerabilidad a la contaminación por nitratos será menor en aquellos acuíferos que tengan un nivel freático a mayor profundidad. En estos casos, el

espesor de la zona no saturada será mayor y, por lo tanto, el tiempo de tránsito para que el contaminante pueda alcanzar el agua subterránea será mayor también, lo que proporcionaría una mayor probabilidad de atenuación por degradación o retención natural, siempre y cuando las características del sustrato edáfico favorezcan el proceso de desnitrificación.

Un caso particular y que debe ser considerado en la puntuación de  $FH_{DG}$  es la existencia de acuíferos kársticos, debido a que muestran singularidades que les diferencian del resto de acuíferos en lo que respecta a su estructura de drenaje. Si bien pueden encontrarse a mayores profundidades, su red de conductos transmite rápidamente un contaminante, sin apenas modificación. Razón por la cual este efecto debe ser considerado en la clasificación de vulnerabilidad de  $FH_{DG}$  y se le otorga un valor de 1 al igual que aquellos acuíferos que se encuentran más cerca de la superficie. La Tabla III-4 a continuación presenta las puntuaciones de las 5 clases de vulnerabilidad  $FH_{DG}$ .

Tabla III-4 Clasificación del factor  $FH_{DG}$  – IVNA LSP

| Profundidad acuífero | Valor $FH_{DG}$ |
|----------------------|-----------------|
| < 5 m                | <b>1</b>        |
| 5 – 15m              | <b>0,7</b>      |
| 15 – 35m             | <b>0,6</b>      |
| >35m                 | <b>0,5</b>      |
| karst                | <b>1</b>        |

En Aragón, la superficie piezométrica obtenida mediante métodos de interpolación espacial presenta un buen nivel de ajuste, principalmente en las zonas en que la red de datos IPA presenta una mayor densidad de observaciones. Respecto a los intervalos considerados para el factor  $FH_{DG}$  estos han sido establecidos en base al criterio de expertos del área de geodinámica de la Universidad de Zaragoza (Galve *et al.*, 2005).

Después de aplicar la reclasificación de la Tabla III-4, el 30% de la superficie de Aragón ha sido calificada con el valor máximo de  $FH_{DG}=1$ , que corresponde a la superficie territorial en la cual la tabla de agua se encuentra a menos de 5 m de profundidad o existen formaciones kársticas.

Es importante mencionar que en la puntuación de cada uno de los intervalos se ha adoptado un criterio proteccionista. Aquellas áreas en las cuales la tabla de agua se encuentra a profundidades mayores a 35 m se calificaron con un  $FH_{DG}= 0,5$ , aun cuando se presenten a profundidades considerables, su riesgo será la mitad de aquellos acuíferos que se encuentren a

menos de 5 m. En la Figura III-3 a continuación se presenta la representación gráfica de  $FH_{DG}$  para la Comunidad Autónoma de Aragón.

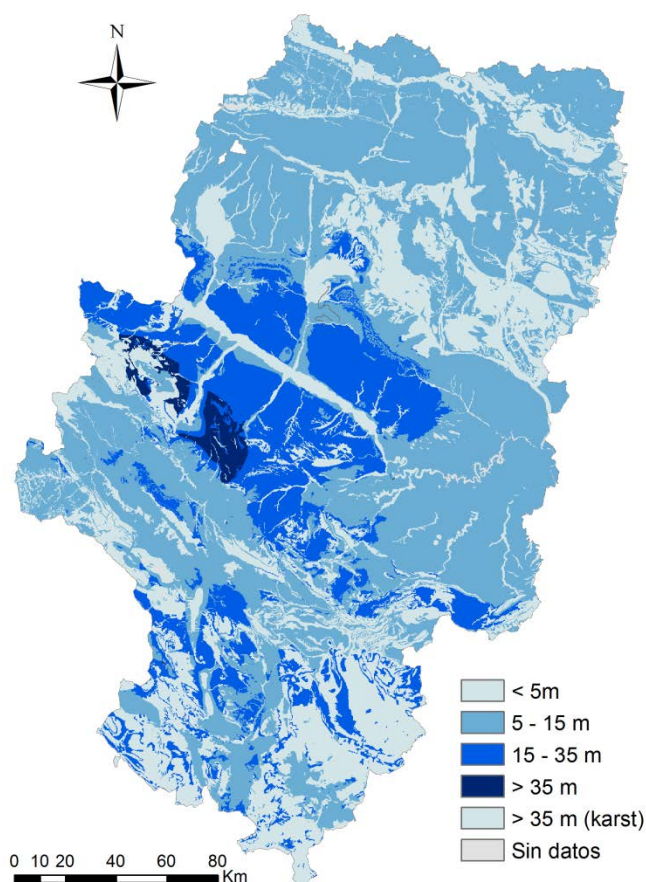


Figura III-3 Factor hidrogeológico profundidad de la tabla de agua ( $FH_{DG}$ ) - Aragón

### III.2.2.3 Factor $FH_{PV}$ : Permeabilidad zona vadosa

Como se ha mencionado anteriormente, la zona vadosa o no saturada es el espesor comprendido entre la superficie y el nivel freático. En términos generales, en esta zona la porosidad es mayor que el contenido de agua, es decir, el agua no ocupa todos los poros. Por tal razón existe la condición básica de aireación para el proceso de nitrificación. En zonas vadosas con una menor permeabilidad, la forma de nitrógeno inorgánico disponible será principalmente amonio inmovilizado ya que la nitrificación estará limitada (menor aireación). Además el nitrato existente tendrá una mayor posibilidad de sufrir procesos de desnitrificación siempre y cuando las condiciones del sustrato sean favorables (disponibilidad de carbono orgánico) (Strebel *et al.*, 1989). Por otra parte, zonas vadosas con permeabilidades altas (mayor aireación) serán más susceptibles a procesos de lixiviación y presentarán condiciones

aeróbicas adecuadas para el desarrollo de las bacterias nitrosomas (nitrificación) y nitrobacter (nitratación) (Boulding y Ginn, 2003).

En nuestro caso de estudio, la caracterización de permeabilidad de la zona vadosa se llevo a cabo mediante la metodología desarrollada por expertos del área de geodinámica de la Universidad de Zaragoza, la cual se basa en el criterio experto y ayudado por datos hidrogeológicos digitales y trabajo de campo. A partir de ella se establecieron 4 categorías de permeabilidad, donde a cada una de ellas se asocia un valor de riesgo según el detalle de la Tabla III-5 a continuación.

Tabla III-5 Clasificación del factor  $FH_{pv}$  – IVNA LSP

| Permeabilidad zona | Valor $FH_{pv}$ |
|--------------------|-----------------|
| Muy alta           | <b>1</b>        |
| Alta               | <b>0,8</b>      |
| Baja               | <b>0,6</b>      |
| Muy baja           | <b>0,4</b>      |

La Figura III-4 representa el factor de permeabilidad de la zona vadosa de Aragón.

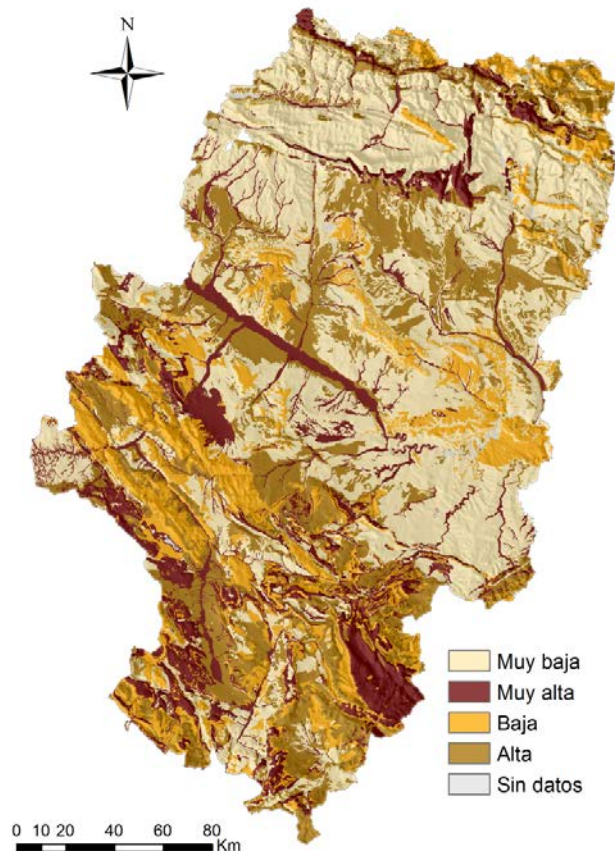


Figura III-4 Factor hidrogeológico permeabilidad zona vadosa ( $FH_{pv}$ ) - Aragón

### III.2.3 Formalización de Factores Medioambientales (FM)

#### III.2.3.1 Factor $FM_{LC}$ : Uso de suelo

Este factor tiene como objetivo jerarquizar el riesgo de lixiviación de nitratos originados a partir de la fertilización mineral o enmienda de residuos orgánicos, todo ello bajo el supuesto básico de que aquellos cultivos que necesitan una mayor cantidad de nitrógeno para su desarrollo exhibirán un riesgo potencial mayor.

En condiciones ideales, la jerarquización del riesgo de lixiviación a partir de fertilización nitrogenada debería ser realizada mediante balances locales de nitrógeno. Sin embargo, en la práctica es una tarea de difícil ejecución. Por una parte, los registros de fertilización nitrogenada que controla la autoridad ambiental, a un adecuado nivel de desagregación espacial (parcelas agrarias) no están disponibles para el uso público, y se basan en declaraciones voluntarias de los propietarios, las cuales pueden estar afectadas por importantes fuentes de error, particularmente en lo que se refiere al contenido de nitrógeno de purines y estiércoles.

A pesar de que los balances de nitrógeno presentan algunas dificultades en cuanto a su obtención a escala local, cuando son estimados para proporcionar una visión general de las cargas y necesidades de nitrógeno de los cultivos de una región, son una importante herramienta de gestión y análisis. En Aragón, la DGA (2006) estimó lo que podrían ser las necesidades totales de nitrógeno de los cultivos de Aragón para el año 2002. A partir de la hipótesis de que los consumos reales fueron del orden de un 120% de las necesidades o extracciones estrictas, se obtuvo una cifra global de 99.649 t de N. Dentro de los resultados, se constató que los cereales son los principales cultivos de Aragón, a los cuales se destina más del 60% del nitrógeno de la Comunidad Autónoma.

En la búsqueda de una alternativa más sencilla y bajo la premisa de que la finalidad de  $FM_{LC}$  es jerarquizar el riesgo y no proporcionar una estimación neta de aportes de nitrógeno, se ha optado por establecer el riesgo en función del aporte promedio de nitrógeno de cada uno de los cultivos considerados; p.ej., el riesgo de los territorios en donde predominan los cultivos de cereales será mayor que en aquellos donde predominen los frutales.

Como fuente básica de información para la formalización de  $FM_{LC}$  se ha seleccionado la base cartográfica Corine Land Cover 2006 (CLC2006). Esta cartografía corresponde a una interpretación de distintas imágenes satelitales de Europa y proporciona un medio de comparación de la cobertura y usos de suelo de los distintos países europeos. La primera versión se realizó en el año 2000 y producto del trabajo conjunto de los países miembros se ha

actualizado en su versión del año 2006. En el caso de España la actualización del CLC2006 se realizó con la imagen de referencia SPOT5, misma imagen de referencia del proyecto “Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España” (SIOSE).

A partir de los balances de nitrógeno del Gobierno de Aragón (DGA, 2006) y de las estadísticas agrícolas de IDAE (2007), se jerarquizaron los cultivos existentes en base al aporte anual de N. Acto seguido, con la información de CLC2006 se efectuó una reclasificación de la nomenclatura nivel 3, con la finalidad de establecer clases con distintas aportaciones de nitrógeno según el detalle de la Tabla III-6 a continuación.

Tabla III-6 Clasificación del factor  $FM_{LC}$  – IVNA LSP

| CLC2006     | Zonas   | Valor $FM_{LC}$ | Aporte nitrógeno (kg/ha·año) |
|-------------|---|-----------------|------------------------------|
| 111-112     | Tejido urbano                                   | 0               | No hay aporte                |
| 121-122-123 | Zonas industriales, construcción y artificiales | 0               | No hay aporte                |
| 131         | Zonas extracción minera                         | 0               | No hay aporte                |
| 142-143     | Zonas verdes artificiales                       | 0               | No hay aporte                |
| 211         | Cultivos de secano                              | 7               | 68                           |
| 212         | Cultivos de regadío                             | 10              | 174                          |
| 213         | Arrozales                                       | 9               | 145                          |
| 221         | Viñedos   | 3               | 25                           |
| 222         | Frutales  | 5               | 40                           |
| 223         | Olivares  | 4               | 30                           |
| 231         | Prados  | 2               | 18                           |
| 241-242     | Mosaico cultivos                                | 10              | 174 (*)                      |
| 243         | Vegetación natural                              | 1               | 0                            |
| 311-324     | Bosques y matorrales                            | 0               | No hay aporte                |
| 331-335     | Espacios poca vegetación                        | 0               | No hay aporte                |
| 411-412     | Zonas húmedas                                   | 0               | No hay aporte                |
| 511-512     | Aguas superficiales                             | 0               | No hay aporte                |

(\*) Para la clasificación de mosaico de cultivos (241) se ha establecido un valor máximo de  $FM_{LC}$  con un fin proteccionista.



Para llevar a cabo la transformación al intervalo  $[0,1]$  se utilizó la herramienta Fuzzy Membership del módulo *Spatial analyst de ArcGis 10.1*. Esta herramienta transforma los distintos valores de entrada de cada celda (imagen ráster) y asigna un valor en la escala de 0 a 1, lo que establece el grado de pertenencia de esa celda a lo que podríamos llamar «conjunto de vulnerabilidad». El valor «0» se asigna a aquellas celdas en las cuales la probabilidad de pertenencia es nula y valor «1» a aquellas celdas en las cuales el grado de pertenencia (vulnerabilidad en nuestro caso), es máximo.

Las transformaciones se realizan mediante distintos algoritmos de fuzzificación que responderán a las características de cada factor considerado en IVNA LSP. En el caso de que la variable sea discreta, caso de  $FM_{LC}$ , las funciones de *Spatial analyst* reclasifican los valores de entrada y los llevan al intervalo  $[0,1]$ . Además, también permiten transformar variables continuas y establecer umbrales de pertenencia, ventajas sobre las cuales se basa su extendida aplicación en el estudio de variables ambientales.

Por ejemplo, en la Figura III-5 a continuación, la línea azul representa una transformación fuzzy lineal positiva, con un umbral mínimo A y máximo B, donde a cualquier valor por debajo de A se le asignará un valor de pertenencia igual a cero y a cualquier valor por encima de B se le asignará un valor igual a 1.

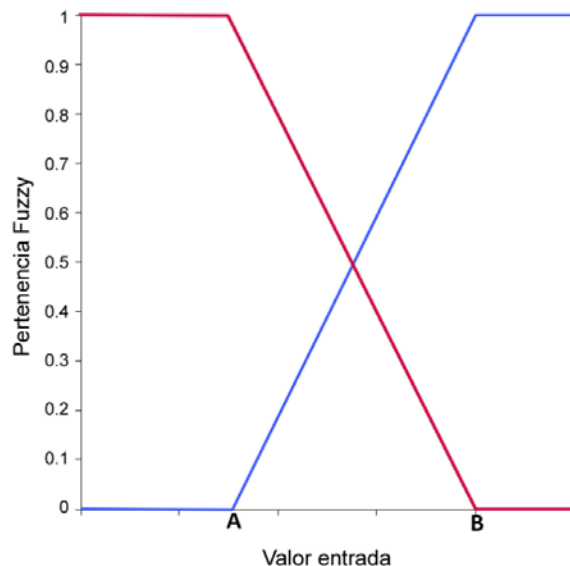


Figura III-5 Representación de una función Fuzzy lineal

Mediante la aplicación de la clasificación presentada en la Tabla III-6 y posterior fuzzificación lineal, se obtiene la Figura III-6 que representa la vulnerabilidad de los distintos territorios de Aragón considerando únicamente el factor  $FM_{LC}$ .

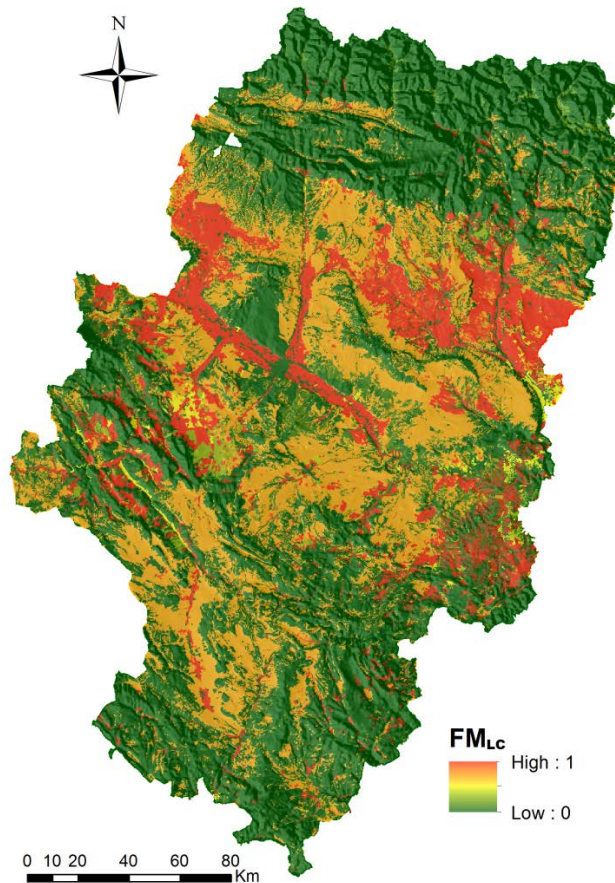


Figura III-6 Factor medioambiental  $FM_{LC}$  - Aragón

En Aragón, el uso de suelo agrícola se encuentra dominado por los cereales (cebada, trigo, maíz), el cultivo de forraje (maíz y alfalfa), viñedos, olivares y en menor proporción el cultivo de frutales leñosos como el almendro, manzano y melocotón. Las zonas que presentan un mayor valor de pertenencia corresponden a las zonas de cultivos de cereales. Las zonas forestales, cursos de agua y zonas artificiales aparecen representadas en tonalidad verde con un valor de pertenencia igual a "0". Los cultivos de viñedos, olivares y frutales presentan valores intermedios de pertenencia.

Respecto a los distintos tipos de ocupación del suelo en Aragón, CLC2006 nos muestra que el 49,7% del territorio corresponde a zonas forestales y el 48,8% serían zonas agrícolas, en tanto las zonas artificiales y zonas cubiertas por agua alcanzarían superficies menores del orden del 0,8% y 0,7% respectivamente.

Si el modelo IVNA LSP se quiere aplicar en otras zonas de estudio, donde existan otros tipos de cultivos no considerados en la clasificación del factor  $FM_{LC}$  (Tabla III-6), se deberá conocer su cantidad de abonado anual promedio y posteriormente se deberá asignar una puntuación de 1 a 10 comparando con los aportes de nitrógeno considerados en dicha tabla.

### III.2.3.2 Factor $FM_{TT}$ : Textura Topsoil

Entendiendo al suelo como la capa superficial de la corteza terrestre, que se ha formado a partir de la desintegración y descomposición de la roca madre por acción de los diversos agentes atmosféricos, podemos decir que el horizonte «A» o topsoil es su porción más superficial, caracterizada por una significativa actividad biológica y química, que a efectos prácticos puede presentar espesores que oscilan entre 10 y 40 cm (Power *et al.*, 1981). La principal función del suelo, desde el punto de vista de la vulnerabilidad, es la de atenuación de la carga contaminante, siendo mayor cuando éste tiene un contenido elevado de materiales finos (limos y arcillas) y de materia orgánica.

La textura del topsoil indica el contenido relativo de partículas de diferente tamaño, como arena, limo y arcilla. De tal forma, la composición granulométrica del suelo (textura) proporciona información útil para la gestión de nutrientes en suelos agrícolas, ya que influirá directamente en su capacidad de retención. Adicionalmente, la textura permite estimar de manera indirecta la capacidad que tiene el suelo en la retención de agua, contenido de aire y la velocidad con que el agua se infiltra.

Como se ha mencionado anteriormente el  $\text{NO}_3^-$  posee una alta movilidad en el suelo, por lo tanto desde el punto de vista de la permeabilidad, un suelo franco arcilloso aun cuando presente una mayor oposición a la lixiviación que un suelo arenoso, únicamente tendrá un efecto retardante de infiltración. Sin embargo, en la medida que se generen condiciones anaeróbicas, presencia de materia orgánica y un pH adecuado, existen mayores probabilidades de reducción del ion nitrato y con ello una disminución del riesgo de lixiviación.

Respecto a los procesos de oxidación y reducción que se desarrollan en el suelo, es muy complejo determinar la magnitud de cada uno de ellos, por una parte debido a la variabilidad de las condiciones óptimas de desarrollo de los microorganismos y también al amplio rango de condiciones del suelo. En la práctica, tanto la nitrificación como la desnitrificación se desarrollan en el mismo suelo y de forma prácticamente simultánea (Abbasi y Adams, 2000, Wrage *et al.*, 2001).

En la formalización del modelo IVNA-LSP y su factor  $FM_{TT}$  únicamente se considera la importancia del proceso de desnitrificación, como aquel que permite disminuir el riesgo de lixiviación por transformación del ion nitrato en  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{N}_2$ . El  $\text{NH}_4^+$  posee una mayor estabilidad en el suelo (por sus características iónicas) y además presenta más posibilidades que el  $\text{NO}_3^-$  de ser inmovilizado y transformado temporalmente a formas orgánicas (Jansson, 1958).

Como fuente de información de la textura del suelo de Aragón y debido a su disponibilidad para todos los países de la Unión Europea, se ha seleccionado la cobertura

geográfica de la base de datos Europea del suelo ESDB v.2.0 (EC, 2004), en ella se realiza la clasificación de la textura del topsoil en función del contenido de arena y arcillas, incluyendo 7 categorías según el detalle que se muestra en la Tabla III-7 a continuación.

Tabla III-7 Clasificación de la textura del topsoil (ESDB v.2.0)

| id | clasificación   | Descripción                       |
|----|-----------------|-----------------------------------|
| 1  | Gruesa          | Arena (>65 %) - arcilla (<18%)    |
| 2  | Media           | Arena (15-65%) - arcilla (18-35%) |
| 3  | Media fina      | Arena (<15%) - arcilla (>35%)     |
| 4  | Fina            | Arcilla (35-60%)                  |
| 5  | Muy fina        | Arcilla (> 60%)                   |
| 0  | Sin información |                                   |
| 9  | Suelos de turba |                                   |

El proceso de desnitrificación depende de una serie de variables ambientales que afectan a los microorganismos presentes en el suelo, entre ellas el pH, contenido de carbono orgánico y contenido de humedad. Varios estudios han demostrado que el contenido de humedad del suelo, que puede ser representado por el porcentaje del espacio de poros saturados en una muestra (water filled pore space, WFPS), es uno de los principales factores que determinan la producción de  $N_2$  y  $N_2O$ . Doran *et al.* (1990) observaron que el proceso de desnitrificación es prácticamente insignificante en condiciones de humedad (WFPS) menores a 63%, por otra parte valores entre 70-75% incrementarían de gran forma la reducción del  $NO_3^-$ . Es evidente que al existir mejores condiciones anaeróbicas, el proceso de desnitrificación estará positivamente correlacionado con WFPS (Torbert y Wood, 1992, Weier *et al.*, 1993).

Debido a la alta superficie específica que tienen las partículas de arcilla y la presencia de carga eléctrica, pueden adsorber agua y otros líquidos polares. En tal sentido el contenido de arcilla de un suelo también estará directamente relacionado con el proceso de desnitrificación (Bremner y Shaw, 1958, Parton *et al.*, 1996, Franzluebbers, 1999), siendo factible estimar el contenido de agua del suelo o WFSP a partir de la composición granulométrica de una muestra (Franzluebbers, 1999, Vinther, 2005)

Para la formalización del factor  $FM_{TT}$  se realizó una reclasificación de las categorías proporcionadas por la ESDB v.2.0, utilizando las ecuaciones de Michaelis-Menten de Vinther (2005) las cuales relacionan el contenido de arcilla de una muestra con el potencial de desnitrificación. Para calcular el potencial de desnitrificación de cada uno de los intervalos de

contenidos de arcilla que proporciona la base de datos ESDB v.2.0, se consideró el valor medio de ellos, estimándose así el potencial de desnitrificación de las distintas clases como se muestra en la Tabla III-8 a continuación.

*Tabla III-8 Potencial de desnitrificación de distintas texturas del topsoil*

| Clasificación   | Potencial de desnitrificación<br>(kg N/ha·año)* |
|-----------------|---|
| Gruesa          | 6,01  |
| Media           | 15,13   |
| Media fina      | 17,54   |
| Fina            | 19,96   |
| Muy fina        | 21,61   |
| Suelos de turba | 21,61   |

(\*) Estimados a partir de ecuaciones de Vinther (2005)

Respecto a los suelos de turba, caracterizados por su alto contenido de agua y material orgánico, estos no pueden ser clasificados en función del contenido de arcilla. Sin embargo, debido a su alto potencial de desnitrificación que los sitúa por sobre los suelos arcillosos (Koops *et al.*, 1996, Pihlatie *et al.*, 2004), se les asigna el máximo potencial de desnitrificación al igual que los suelos de textura muy fina.

Los suelos arenosos (bajo contenido de arcilla) son inertes desde el punto de vista químico, carecen de propiedades coloidales<sup>14</sup> y de reservas de nutrientes. En cuanto a las propiedades físicas, presentan buena aireación y alta permeabilidad lo que en su conjunto no fomentaría procesos de atenuación (desnitrificación), es decir un alto riesgo a procesos de lixiviación o expresado en términos de una función de pertenencia a la vulnerabilidad (función fuzzy), presentaría un valor máximo. Por el contrario, los suelos arcillosos son muy activos desde el punto de vista químico, adsorben iones y moléculas, ricos en nutrientes y con una alta capacidad de retener agua, generando condiciones anaerobias para la desnitrificación. Por lo tanto, suelos con texturas más finas presentarían un grado de pertenencia baja a la lixiviación de nitratos.

<sup>14</sup> Son las propiedades que involucran a las arcillas y sustancias húmicas del suelo que desempeñan retención de agua, gases, intercambio iónico y molecular, contracción-expansión, y estabilidad de agregados del suelo.

Para la fuzzificación del factor  $FM_{TT}$  se utilizó la función fuzzy Small del software ArcGis 10.1 que aparece representada en la Figura III-7 a continuación.

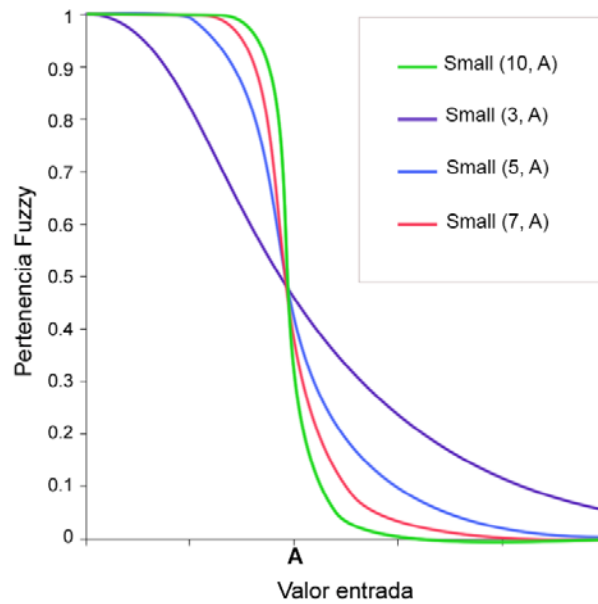


Figura III-7 Función Fuzzy Small – ArcGis 10.1

La función fuzzy Small se encuentra definida por [III-1] a continuación.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{f_2}\right)^{f_1}} \quad [III-1]$$

Donde:

$f_1$  es el valor es el valor de propagación

$f_2$  es el punto medio de pertenencia

Los valores de los parámetros  $f_1$  y  $f_2$  fueron seleccionados a partir de una secuencia de pruebas con el software Origin 6.1, obteniendo que los valores de  $f_1=5$  y  $f_2=16$  son los que mejor se ajustan a la curva del potencial de desnitrificación presentada en la Tabla III-8.

A partir de la ejecución del modulo Spatial analyst y la selección de la función fuzzy Small se obtiene la siguiente imagen ráster (Figura III-8) que representa la vulnerabilidad de los distintos territorios de Aragón considerando únicamente el factor  $FM_{TT}$  fuzzificado.

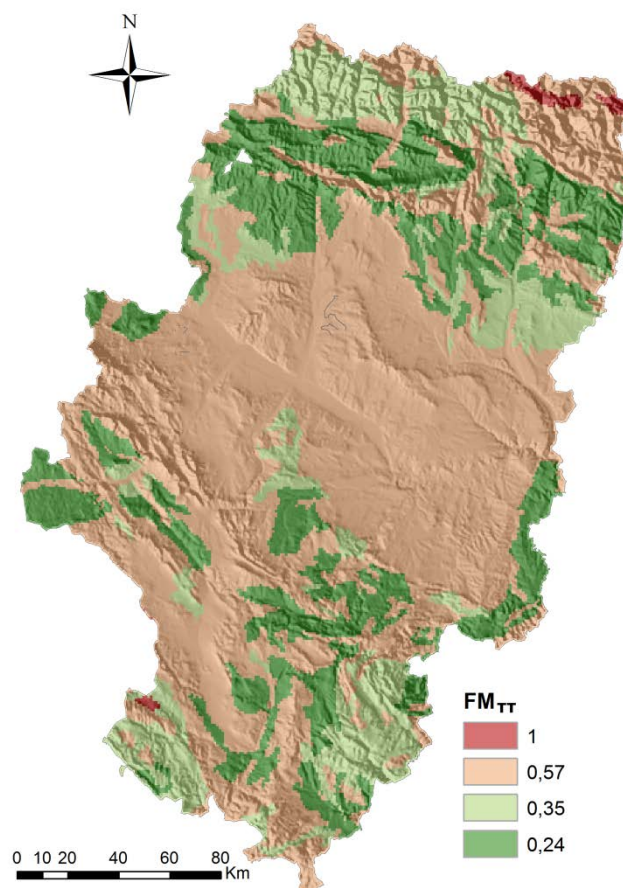


Figura III-8 Factor medioambiental  $FM_{TT}$  - Aragón

### III.2.3.3 Factor $FM_{OC}$ : Contenido de carbono orgánico

El suelo desempeña un importante rol en la atenuación de procesos contaminantes, principalmente cuando existen materiales arcillosos, asociados a una alta actividad biológica, contenidos de humedad y condiciones anóxicas adecuadas para el desarrollo de microorganismos desnitrificantes. No obstante, debido a que la desnitrificación es llevada a cabo por bacterias heterótrofas, estas requieren de una fuente de energía (carbono orgánico) para la síntesis de nuevas células (Burford y Bremner, 1975, Weier *et al.*, 1993) y por ende la eficiencia de este proceso de reducción estará íntimamente ligada a la disponibilidad de materia orgánica en el suelo.

Si existen condiciones anóxicas adecuadas en el suelo ( $FM_{TT}$  descrito previamente), el siguiente requisito que debe ser verificado es la presencia de fuentes de alimentación para las bacterias. El proceso de desnitrificación se llevará a cabo de manera natural, siempre y cuando existan: i) bacterias desnitrificantes y ii) suficiente carbono orgánico. En relación a la existencia de bacterias desnitrificantes, éstas se encuentran presentes en la mayoría de los suelos,

inclusive en las zonas más profundas del subsuelo y acuíferos (Starr y Gillham, 2005). Por lo tanto, si el potencial de desnitrificación es bajo, se deberá a la escasez de materia orgánica más que a la ausencia de bacterias desnitrificantes en el suelo (McCarty y Bremner, 1992). Es por ello, que el modelo IVNA-LSP otorga a la disponibilidad de carbono orgánico un rol fundamental en la evaluación de la vulnerabilidad.

Varios estudios han demostrado que existe un alto grado de correlación positiva entre el contenido de carbono orgánico del suelo y su potencial de desnitrificación. Burford y Bremner (1975) demostraron que la capacidad de desnitrificación de los suelos analizados en sus investigaciones se correlacionó significativamente ( $r=0,77$ ) con el contenido de carbono orgánico. De manera similar, Ryden y Whithead (1988) después de analizar un total de 32 muestras de suelo obtuvieron un coeficiente de correlación de 0,9.

Para la formalización de  $FM_{OC}$  en Aragón se seleccionó como fuente de información el mapa europeo del contenido de carbono orgánico del topsoil (Jones et al., 2004). Debido a que la relación que existe entre el potencial de desnitrificación y el contenido de carbono orgánico ha demostrado ser lineal, se ha decidido fuzzificar directamente mediante una función Fuzzy lineal (Figura III-5), donde el valor máximo de pertenencia (valor=1) se asignó al menor contenido de carbono orgánico. En tanto el valor "0" (menor riesgo) se asignó a aquellos suelos que presentan contenidos mayores a 6,73%, valor que corresponde al máximo registrado por Ryden y Whithead (1988). Por lo tanto, todos aquellos terrenos con contenidos de carbono orgánico mayores a este umbral, presentarán un valor «0» de pertenencia, situación latente en el 5% de la superficie de Aragón.

Es necesario mencionar que en la formalización de  $FM_{OC}$  se consideran únicamente las condiciones naturales de contenido de carbono orgánico en el suelo, dejando de lado las aportaciones externas de materia orgánica. El aporte de residuos orgánicos afectarán la dinámica de los procesos de nitrificación y desnitrificación, efectos que no podrían representarse mediante un factor único y sobrepasan los alcances del modelo IVNA LSP. Por ejemplo, la adición de fuentes externas de carbono orgánico fomentarían el crecimiento de las bacterias desnitrificantes (Burford y Bremner, 1975). En el caso de aportes de residuos con un ratio C:N elevado, se aumentaría la inmovilización (déficit temporal de  $NO_3^-$ ), en cambio ratios C:N más bajos (p.ej., purines porcinos) fomentarían la mineralización, lo que implicaría un aumento de la concentración de nitratos y amonio en el suelo. Por otra parte, la acumulación de  $NO_3^-$  podría ocasionar la inhibición de la enzima nitrato reductasa (Firestone *et al.*, 1979) y con ello una desnitrificación incompleta. Debido a la complejidad de todas estas interacciones, se ha decidido utilizar únicamente el contenido natural de carbono orgánico en la formalización del factor  $FM_{OC}$  de Aragón, representado a continuación (Figura III-9).



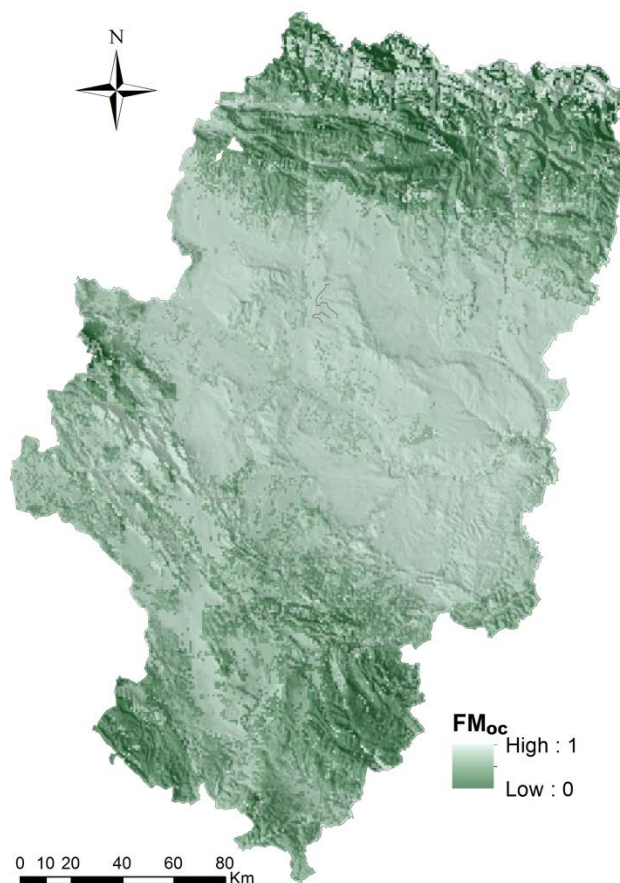


Figura III-9 Factor medioambiental  $FM_{oc}$  - Aragón

#### III.2.3.4 Factor $FM_{pH}$ : pH suelo

Como se ha descrito anteriormente, el proceso de desnitrificación estará determinado por la cantidad de sustratos orgánicos que servirán como fuente de energía para las bacterias desnitrificantes, en tanto la proporción de N mineralizado e inmovilizado dependerá de la relación entre carbono y nitrógeno disponible en el suelo para su metabolismo. No obstante, también existen una serie de factores secundarios que potenciarán o disminuirán la actividad bacteriana, entre ellos la presión parcial de  $O_2$ , la temperatura del suelo y el pH (Šimek y Hopkins, 1999). Dentro de estos factores secundarios, el pH se presenta como el principal factor regulador, ya que influye en la mayoría de las propiedades físicas, químicas y principalmente en los procesos biológicos del suelo (Brady y Weil, 1996).

En este contexto, desde los años 50 varios estudios se han enmarcado en el análisis de la influencia del pH en los procesos de nitrificación y desnitrificación, es así como Wijler y Delwiche (1954) demostraron que pH neutros-alcálinos son óptimos para el proceso de desnitrificación. Bremner y Shaw (1958) por su parte, determinaron que la tasa de desnitrificación se incrementa considerablemente para un pH en el rango de 8 a 8,6. En tanto

Thomas *et al.* (1994) al estudiar el efecto que tiene el pH sobre la actividad de tres especies de bacterias pseudomonas desnitrificantes, concluyeron que su pH óptimo de desarrollo se encontraba entre 7 y 7,5.

A la luz de estos antecedentes, con la finalidad de considerar el efecto que tiene el pH del suelo en el proceso desnitrificación y por ende de atenuación en procesos de lixiviación de nitratos; parecería razonable asignar el mayor potencial de mitigación a aquellos suelos neutros o ligeramente alcalinos, y asignar un mayor riesgo a todos aquellos suelos que presenten un pH fuera de este rango. No obstante, el efecto del pH en la actividad bacteriana no es lineal, ni tampoco existen umbrales exactos sobre o bajo los cuales la desnitrificación es inhibida completamente. Parkin *et al.* (1985) demostraron que incluso en suelos con pH ácido (pH=4), se presenta una actividad desnitrificante relativamente alta. Adicionalmente, Šimek *et al.* (2002) al estudiar varias muestras de suelo con pH modificados artificialmente en el rango [4 – 11], demostraron que los máximos potenciales de desnitrificación se presentaron en torno al pH natural de cada muestra.

En la formalización del factor  $FM_{pH}$  de Aragón se utilizó como fuente de información el mapa Europeo del pH del suelo (Böhner *et al.*, 2008), el cual nos proporciona valores de pH que oscilan entre 4,7 y 8,3 con una resolución espacial de 5-5 km.

Para establecer la vulnerabilidad del territorio en función del pH del suelo, se seleccionó en primera instancia la función fuzzy Near, la cual asigna el máximo valor de pertenencia al punto central (vulnerabilidad máxima), con un efecto de propagación decreciente hacia ambos extremos, tal como se aprecia en el ejemplo de la Figura III-10 a continuación.

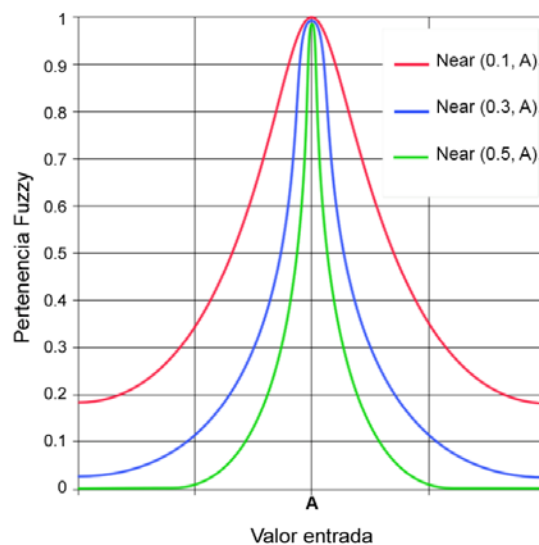


Figura III-10 Función Fuzzy Near – ArcGis 10.1

Mediante la función fuzzy Near [III-2] se asignó el valor central, es decir, un valor igual a 1 a todas aquellas celdas que presenten un pH igual a 7,5 ( $f_2$ ), disminuyendo la probabilidad de pertenencia hacia ambos extremos con un valor de propagación  $f_1$  de 0,05.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + f_1 * (x - f_2)^2} \quad [\text{III-2}]$$

Donde:

$f_1$  es el valor es el valor de propagación

$f_2$  es el punto medio de pertenencia

Después de fuzzificar la variable de entrada (pH suelo), se obtuvieron valores que oscilaban entre 0,77 y 1, donde los valores iguales o cercanos a 1 corresponden a aquellos suelos que presentan valores de pH próximos a 7,5, es decir, aquellos que tienen un mayor potencial de desnitrificación. Sin embargo, los factores del modelo IVNA LSP asignan el valor igual a 1 (máxima pertenencia) al mayor riesgo. Por lo tanto, acto seguido se realizó una transformación lineal para invertir la puntuación. La Figura III-11 a continuación representa la expresión cartográfica del factor  $FM_{pH}$  en Aragón.

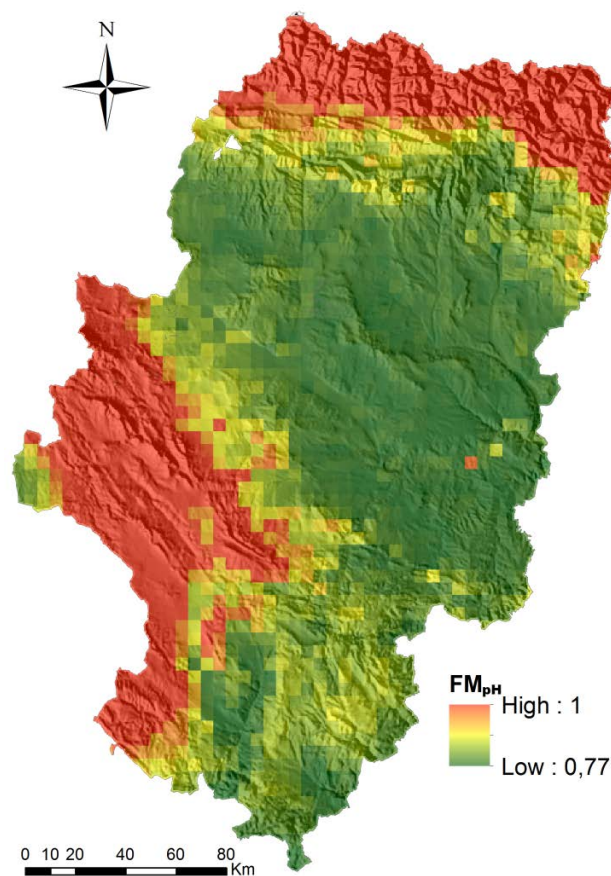


Figura III-11 Factor medioambiental  $FM_{pH}$  - Aragón

Finalmente, otro antecedente que debe ser considerado es la particularidad del efecto regulador que tiene el pH en el proceso de desnitrificación. Tal como señala Šimek *et al.* (2002), el suelo y en particular las bacterias desnitrificantes tienen la capacidad para adaptarse a distintos valores de pH. Si bien exhiben un mayor potencial de desnitrificación en torno al pH natural del suelo, esto no implica un potencial nulo hacia los extremos. Por esta razón, en la estructura de IVNA LSP, el factor  $FM_{pH}$  se utilizará como un regulador de los distintos factores relativos al proceso de desnitrificación, es decir, valores de  $FM_{pH}$  igual a 1 mantendrán constante el riesgo acumulativo de  $FM_{OC}$  y  $FM_{TT}$ , y valores menores a 1 tendrán un efecto amortiguador.

Los factores ambientales formalizados en los párrafos previos ( $FM_{TT}$ ,  $FM_{OC}$  y  $FM_{pH}$ ) responden a la necesidad de valorar el efecto de atenuación que tienen las características del sustrato edáfico. No obstante, existen otros factores ambientales relativos al clima y relieve, que facilitarán en mayor o menor medida el transporte de nitratos hacia las aguas subterráneas mediante el proceso de infiltración.

La infiltración es el proceso físico mediante el cual el agua por acción de la gravedad y capilaridad se desplaza desde la superficie terrestre hacia capas más profundas del subsuelo. En primera instancia, una parte de esta agua infiltrada será utilizada para satisfacer la deficiencia de humedad del suelo y posteriormente superado un cierto nivel de humedad, alimentará las masas de aguas subterráneas, arrastrando consigo partículas de materiales orgánicos disueltos y contaminantes de fácil movilidad, como es el caso de los nitratos.

La cantidad de agua que se infiltra hacia capas más profundas del suelo, dependerá de la magnitud de las precipitaciones, evapotranspiración y escorrentía superficial; y estas magnitudes a su vez se encuentran subordinadas al tipo de cubierta vegetal, características hidráulicas y humedad del suelo, intensidad de las precipitaciones, pendientes y formación de costras superficiales (sellados), entre otras. Antecedentes que proporcionan una idea de la compleja tarea de cuantificar el riesgo por infiltración en una región en particular.

Por lo tanto, utilizando una simplificación de los distintos procesos responsables de la infiltración (entrada de agua, capacidad de retención y desplazamiento), se asume que la vulnerabilidad del territorio debida al transporte del nitrato hacia las aguas subterráneas dependerá directamente de los factores medioambientales relativos al clima: precipitación ( $FM_{RR}$ ), evapotranspiración ( $FM_{ET}$ ) y al relieve: pendientes ( $FM_{SR}$ ) y acumulación de escorrentía ( $FM_{FA}$ ). El factor  $FM_{RR}$  representará la entrada de agua al sistema y los factores  $FM_{ET}$ ,  $FM_{SR}$  y  $FM_{FA}$  intentarán de manera conjunta modelar el efecto de la evapotranspiración y escorrentía superficial.

### III.2.3.5 Factor $FM_{RR}$ : Precipitaciones

Entendiendo a las precipitaciones como cualquier producto de la condensación atmosférica que cae sobre la superficie terrestre, ya sea en forma de agua líquida, nieve o hielo; es evidente que su distribución sobre el espacio geográfico tendrá directa relación con la cantidad de agua que potencialmente puede infiltrarse hacia capas más profundas del subsuelo. En el caso de la existencia hipotética de dos superficies con igual cobertura vegetal, idénticas características orográficas, similar contenido de humedad del suelo y prácticas agrícolas idénticas; es altamente probable que aquél terreno con un mayor registro pluviométrico presente un mayor volumen de infiltración y con ello un riesgo superior al transporte de nitratos hacia las aguas subterráneas.

De tal forma, el modelo IVNA-LSP, en lo que se refiere al riesgo por infiltración, establece que el factor  $FM_{RR}$  será el principal componente y su efecto global sobre el valor de vulnerabilidad estará influenciado por los factores  $FM_{ET}$ ,  $FM_{SR}$  y  $FM_{FA}$ .

Las precipitaciones no se presentan de manera homogénea en el espacio geográfico, mostrando notables diferencias incluso a cortas distancias. Por ello es fundamental que la red de estaciones meteorológicas presente una adecuada densidad y distribución en el área de estudio. Además, debido a la importancia de  $FM_{RR}$  es fundamental la utilización de fuentes oficiales de información que aseguren una rigurosidad en el registro de los datos pluviométricos.

Para la formalización de  $FM_{RR}$  en Aragón, se utilizó la información cartográfica digital del Sistema Básico de Información Climática de Aragón (SiClima) (DGA, 2012d). Los datos utilizados para la construcción de la imagen ráster que representa la distribución de las precipitaciones en Aragón, provienen en su mayor parte de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), aunque en casos concretos y allí donde la cobertura espacial del banco nacional de datos meteorológicos era escasa, se utilizaron fuentes adicionales como las estaciones meteorológicas de la Confederación Hidrográfica del Ebro. El desarrollo de la cartografía de precipitaciones llevada a cabo por SiClima se basó en la aplicación de una combinación de métodos de interpolación espacial (locales, globales y geoestadísticos), con la finalidad de representar las tendencias generales de la distribución de las precipitaciones y el efecto que tienen las variables locales que alteran el comportamiento normal de distribución, como pueden ser fenómenos de inversión térmica u obstáculos orográficos. Estos métodos mixtos son considerados como los más adecuados para la modelización de variables climáticas en regiones con topografía y características climáticas complejas (Ninyerola *et al.*, 2007), como es el caso de Aragón.

En resumen, Siclima proporciona una cobertura ráster que representa la distribución de las precipitaciones en Aragón, la cual ha sido obtenida mediante técnicas de regresión geográfica múltiple y métodos locales de interpolación, a partir de los registros históricos (año 1970 al 2000) de más 400 estaciones meteorológicas que cubren la Comunidad Autónoma.

Respecto a la fuzzyficación de  $FM_{RR_i}$ , en primer lugar se debe explicar el concepto de valoración de la infiltración en relación a la intensidad de las precipitaciones. Para ello utilizaremos la Figura III-12 presentada a continuación.

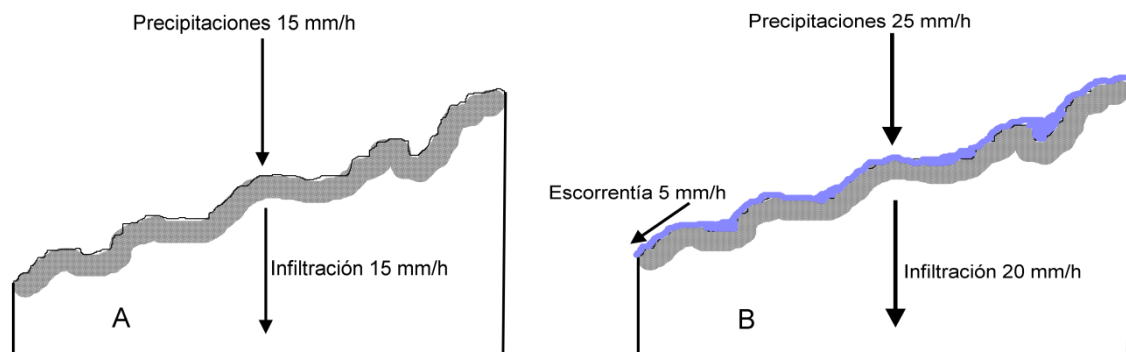


Figura III-12 Infiltración y escorrentía del suelo, adaptada de Leopold y Dunne (1978)

Un aumento en la intensidad de las lluvias, como el que se aprecia entre la situación A y situación B de la Figura III-12, puede generar un incremento en la cantidad de agua que se infiltra. En las fases iniciales de la tormenta, cuando el suelo está seco, una intensidad de precipitación inferior a la capacidad de infiltración del suelo (20 mm/h en nuestro caso) no generará escorrentía superficial. Con el paso del tiempo pueden presentarte dos situaciones: i) *si se incrementa la intensidad de las precipitaciones*, se llegará a un límite en el cual el suelo se sature de agua y se alcance el umbral de capacidad de infiltración, acto seguido el excedente de agua se transformará en escorrentía superficial. ii) *si se mantiene la intensidad de las precipitaciones*, de igual forma se llegará al límite de saturación del suelo, donde la tasa de infiltración se reducirá con el paso del tiempo.

Por lo tanto, en la medida que se incrementen las precipitaciones se aumentará la infiltración potencial hacia capas más profundas del suelo. No obstante, en sentido estricto, esta relación no es lineal. Por ejemplo, un aumento del 200% en la intensidad de las precipitaciones no necesariamente originará una duplicación del valor de infiltración. En la práctica, en la medida que aumenta la intensidad de las precipitaciones, la pendiente de la infiltración acumulada se va haciendo menos acusada (Ponce, 1989, Stone *et al.*, 2008), razón

por la cual para la formalización del FM<sub>RR</sub> de Aragón se ha decidido utilizar la función fuzzy Large (Figura III-13) que se encuentra definida por [III-3] a continuación.

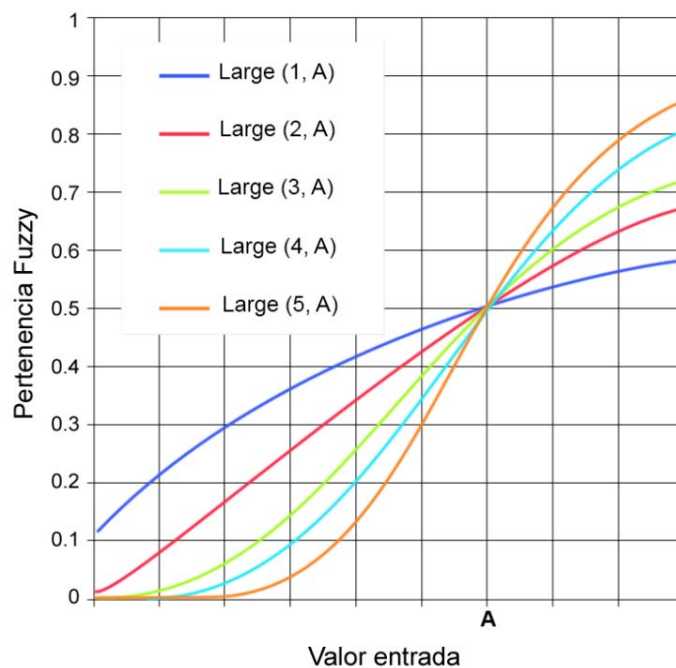


Figura III-13 Función Fuzzy Large – ArcGis 10.1

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{f_2}\right)^{-f_1}} \quad \text{[III-3]}$$

Donde:

$f_1$  es el valor de propagación

$f_2$  es el punto medio de pertenencia

Mediante el software ArcGis 10.1 se procedió a asignar el valor de la precipitación media histórica de Aragón (548,8 mm/año) como el punto medio de la función fuzzy ( $f_2$ ), en tanto para el parámetro de propagación de la función ( $f_1$ ) se seleccionó el valor mínimo (igual a 1), para emular el comportamiento de la infiltración acumulada. La representación del FM<sub>RR</sub> de Aragón se presenta en la Figura III-14 a continuación.

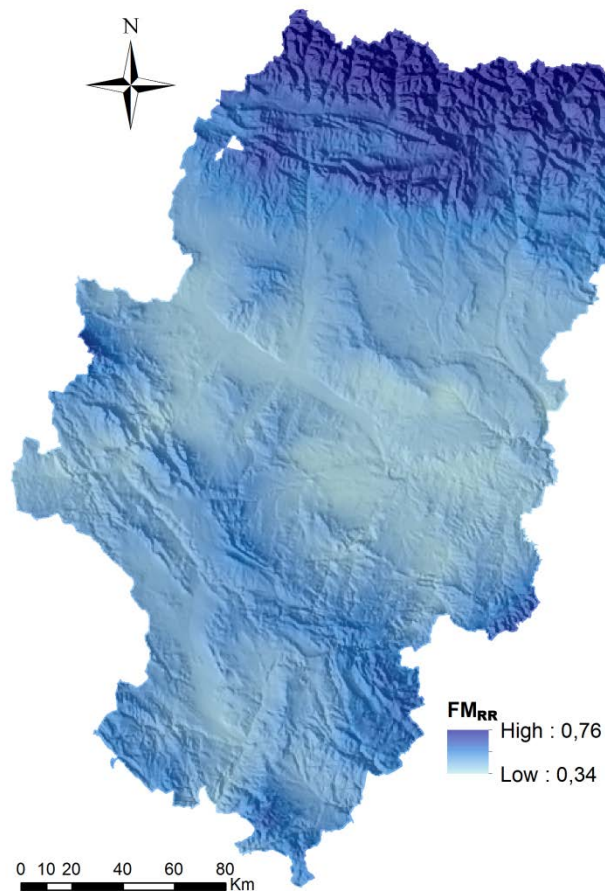


Figura III-14 Factor medioambiental  $FM_{RR}$  - Aragón

A partir del análisis de la Figura III-14, se aprecia que el valor máximo histórico de precipitaciones (1772 mm/año) ha obtenido un valor de pertenencia de 0,76. En tanto al registro anual mínimo (283 mm/año) se le asigna un valor de 0,34. El principal parámetro que determina la asignación de los valores de pertenencia o «vulnerabilidad» es el valor medio seleccionado para la función fuzzy. En tal sentido, si fuese el caso que la región de estudio presentase un valor medio de precipitaciones más cercano al umbral máximo de precipitaciones (histograma con sesgo a la izquierda), la función fuzzy Large asignaría un valor de pertenencia menor a 0,76 (para el umbral máximo) y un valor de pertenencia más cercano a “0” (menor riesgo) para el umbral mínimo de precipitaciones. Situación inversa se presentaría en el caso de que la zona de estudio presentase un histograma con sesgo positivo, es decir, mayor concentración de valores en torno a los valores mínimos.



### III.2.3.6 Factor $FM_{ET}$ : Evapotranspiración

La simplificación de asumir que la infiltración depende únicamente de la cantidad de precipitaciones, sin tener en cuenta algunos factores determinantes como son el estado inicial de humedad del suelo o la cantidad de lluvia que es interceptada por la vegetación, debe ser subsanada de alguna forma. Realmente, no todas las lluvias generan infiltración y no necesariamente la tasa de infiltración aumenta con la cantidad de lluvia. Por esta razón, se decidió considerar el efecto que tiene la temperatura en el proceso de evapotranspiración (ET) debido a su importancia en el ciclo hidrológico.

La ET representa la cantidad de agua que se emite hacia la atmósfera producto de los procesos de transpiración de las plantas y aquella que es evaporada directamente desde los cursos de agua y superficie del suelo, y que por lo tanto, disminuirá la cantidad de agua disponible para infiltración en una zona determinada. Para su incorporación en el modelo IVNA LSP se ha decidido utilizar la evapotranspiración potencial (ETP), que es la máxima ET cuando el suelo posee una cantidad de agua cercana a la saturación y se encuentra provisto de una cobertura vegetal completa (Thornthwaite, 1948).

Una alternativa en la estimación de la ETP sería la utilización de imágenes satelitales y técnicas de teledetección como las propuestas por Seguin y Itier (1983) o Vidal y Perrier (1989). Sin embargo, debido a la complejidad de estas metodologías y la gran cantidad de información que debe ser procesada, su aplicación queda fuera de los alcances de esta tesis.

Otras alternativas más sencillas son los métodos propuestos por el propio Thornthwaite, Penman (1948) o Hargreaves y Samani (1985), quienes plantean que la ETP depende únicamente de la temperatura media y radiación solar.

En el caso de Aragón, la información de ETP utilizada en la formalización del  $FM_{ET}$  fue extraída del Atlas climático de Aragón (Cuadrat *et al.*, 2007), donde el cálculo se realizó a partir de la ecuación de Hargreaves.

Es necesario dejar claro que la ETP representa la cantidad máxima de agua que podría perderse hacia la atmósfera si no existieran límites a su suministro, y que la evapotranspiración real (ETR) suele ser mucho menor. En tal sentido, se debe tener precaución en la interpretación de los datos de ETP, más aún en regiones como Aragón, donde aproximadamente el 90% de su superficie presenta un balance hídrico negativo (Cuadrat *et al.*, 2007). El hecho de que Aragón presente una gran superficie en donde la ETP es mayor que las precipitaciones, no implica que no exista infiltración, ni mucho menos que el riesgo de lixiviación de nitratos sea nulo (vulnerabilidad = 0). En el modelo IVNA-LSP, la ETP se utiliza principalmente como factor diferenciador del territorio.

Para la formalización del  $FM_{ET}$  de Aragón se ha utilizado la función fuzzy Small presentada anteriormente en la sección III.2.3.2., con la finalidad de que las celdas o píxeles con mayor ETP adquirieran un menor valor de pertenencia (menor riesgo).

En la aplicación de la función Small de ArcGis 10.1 se ha seleccionado el valor de propagación  $f_1=1$  y al valor de pertenencia media ( $f_2$ ) se ha asignado el valor medio ponderado de  $ETP=1.114,2$  mm/año. La Figura III-15 a continuación representa la expresión ráster del  $FM_{ET}$  de Aragón.

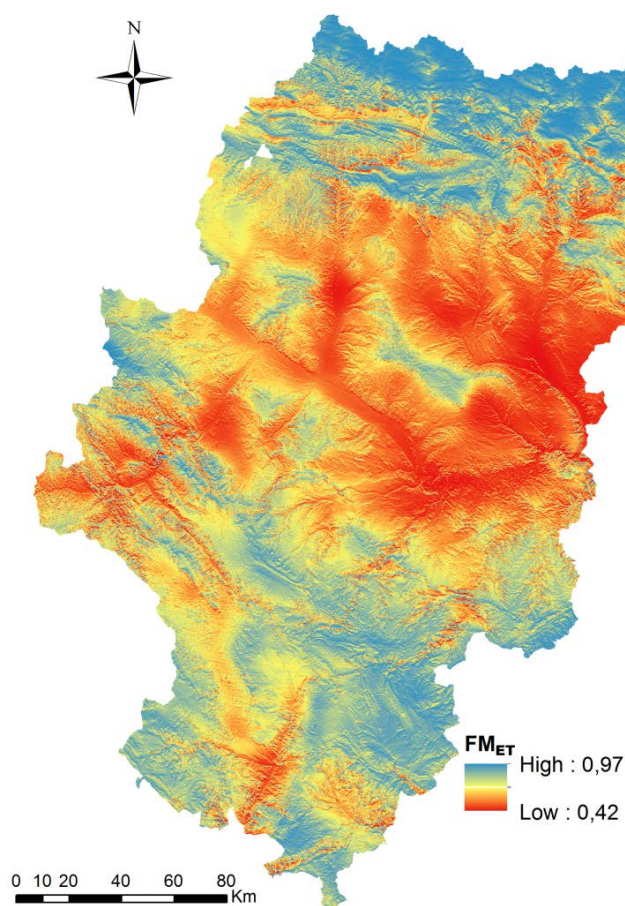


Figura III-15 Factor medioambiental  $FM_{ET}$  - Aragón

En Aragón, más del 65% del territorio presenta una ETP mayor a la media ponderada (1114,2 mm/año), lo que al momento de aplicar la fuzzificación Small se traduce en que dos tercios de la superficie de la Comunidad Autónoma adquieren valores de pertenencia o «vulnerabilidad» que oscilan entre 0,42 y 0,5.

### III.2.3.7 Factor $FM_{SR}$ : Pendientes

Además de las precipitaciones y la ETP, también existen otras características propias del perfil estructural del suelo que influyen directamente en la tasa de infiltración, entre ellas la rugosidad, las pendientes y la formación de costras y sellados (Blackburn, 1975).

La topografía del terreno es un factor que debe ser considerado en la evaluación de la vulnerabilidad, dado que las pendientes o las variaciones de la superficie pueden por una parte, permitir la evacuación de los contaminantes a través de la escorrentía superficial o, al contrario, facilitar su infiltración. Para analizar el efecto de la pendiente se utiliza la representación gráfica presentada a continuación en la Figura III-16.

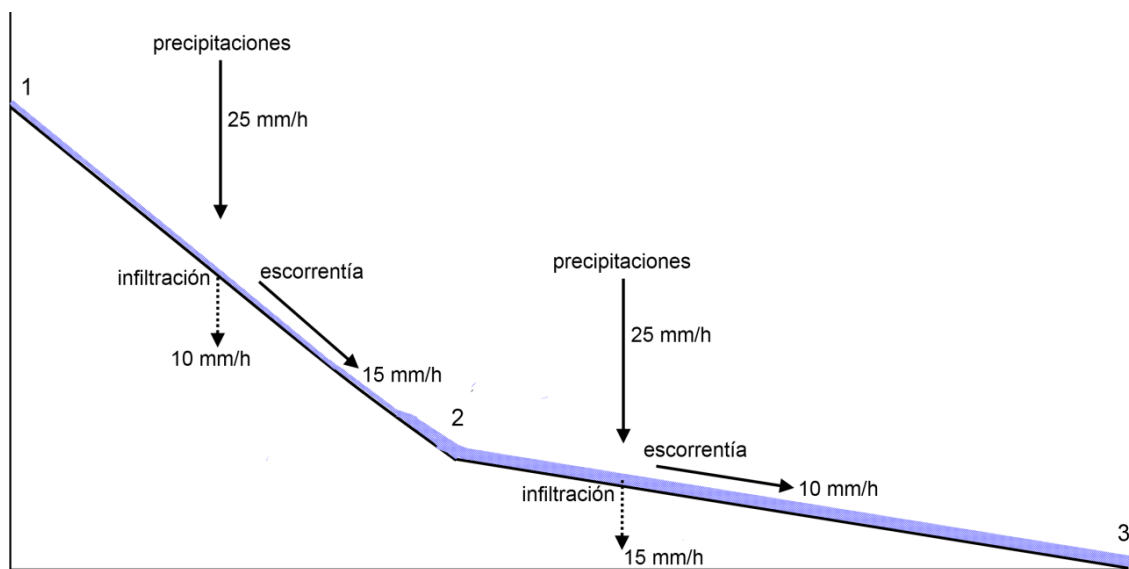


Figura III-16 Efecto de la pendiente en el proceso de infiltración

Una vez alcanzado el grado de saturación del suelo, donde el proceso de infiltración adquiere características estacionarias, es razonable esperar que la tasa de infiltración tenga un comportamiento decreciente en la medida que una pendiente es más acusada. Es así como en la Figura III-16 que representa la modificación hipotética de la tasa de infiltración ante el cambio de la pendiente, se observa que una pendiente más acusada (delimitada por los puntos 1 y 2) presenta una menor infiltración que la superficie que se desarrolla entre los puntos 2 y 3, lo que se traduce en una modificación en la cantidad de agua de escorrentía superficial; y en la zona con pendiente más suave, en un aumento del espesor de la lámina de agua superficial. Entre las razones que explican la modificación de la tasa de infiltración en pendientes más suaves, Sharma *et al.* (1983) sugieren que este aumento se debería principalmente a la disminución de la velocidad del flujo superficial. De manera complementaria, Fox *et al.* (1997)

sugieren que el incremento de la infiltración en pendientes más suaves responde al aumento del espesor de la lámina de agua sobre el suelo.

En la evaluación del efecto que tienen las pendientes en el proceso de infiltración existen resultados contradictorios. Los estudios desarrollados por Bryan y Poesen (1989), Chaplot y Le Bissonnais (2000), sugieren que la tasa de infiltración sería menor en terrenos con pendientes más suaves, lo que se explicaría por la presencia de superficies de sellado.

El sellado de la superficie es un proceso físico-químico, donde producto del impacto de las gotas de agua sobre suelos con una estructura inestable, se origina un reordenamiento de las partículas y posterior compactación, disminuyendo de esta forma la capacidad de infiltración y aumentando la escorrentía superficial. Este fenómeno se presentaría con mayor intensidad en superficies con una pendiente más suave, debido a que las gotas de agua impactarían el suelo con un ángulo cercano a 90°, generándose una mayor energía cinética por unidad de superficie (Bradford *et al.*, 1987).

La influencia que tienen las superficies de sellado sobre el proceso de infiltración es indiscutible, y más aún ante la existencia de costras que actuarían como una superficie impermeable (Römkens *et al.*, 1990, Singer y Le Bissonnais, 1998). No obstante, tal como señalan Janeau *et al.* (2003) quienes estudiaron el comportamiento de los procesos de infiltración en pendientes fuertes (16-63%), la formación de sellos debe ser necesariamente evaluada a través de estudios locales que caractericen la naturaleza de los suelos. En tal sentido, debido al alcance regional que tiene el modelo IVNA LSP, la incorporación del efecto que tienen las superficies de sellado en el proceso de infiltración, se torna inviable, sobre todo cuando existen otros rasgos locales que también deberían ser considerados, como es el caso de la existencia de arcillas expansivas (Ng *et al.*, 2003), fenómenos que se encuentran fuera del alcance de esta tesis.

Por las razones anteriormente expuestas, para la formalización del  $FM_{SR}$  se decidió utilizar la información proporcionada por Fox *et al.* (1997) quienes estudiaron el efecto que tiene la pendiente (2,6% a 40%) sobre la tasa de infiltración. Sus resultados demostraron que existe una relación lineal negativa para pendientes menores a 20%. En tanto para pendientes mayores a 20% la tasa de infiltración se mantuvo prácticamente constante, lo que se explicaría por la existencia de procesos de erosión en surcos y cárcavas, que tendrían un efecto de remoción sobre las superficies de sellado, alterando el comportamiento normal que debería seguir la curva de reducción de la infiltración.

En la formalización del  $FM_{SR}$  de Aragón, la cartografía base utilizada proviene del modelo digital de terreno (MDT) con paso de malla de 25 m elaborado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), que a su vez se obtuvo por interpolación de modelos digitales de

terreno con una resolución de 5 m del Plan Nacional de Ortofotografía (PNOA). En la elaboración del mapa de pendientes se utilizaron más de 400 ficheros en formato ASCII Matriz ESRI que cubren la totalidad de la superficie de Aragón. Acto seguido, mediante el módulo Spatial Analyst de ArcGis 10.1 se procedió a calcular el mapa de pendientes correspondiente.

Para la fuzzificación de las pendientes y la formalización del  $FM_{SR}$  se seleccionó la función fuzzy Small, donde la máxima pertenencia (valor=1) se asignó a las pendientes más cercanas a 0% y el menor grado de pertenencia (menor riesgo) se asignó a todas aquellas celdas con mayor pendiente. Con la finalidad de hacer coincidir el efecto de la pendiente en la disminución de la infiltración observada por Fox *et al.* (1997), se seleccionó un valor de propagación ( $f_1$ ) igual a 1 y para el punto medio de pertenencia ( $f_2$ ) se seleccionó el valor de 47%, resultando un valor de pertenencia igual a 0,7 para las pendientes de 20%. A continuación en la Figura III-17 se presenta de manera gráfica el  $FM_{SR}$  de Aragón.

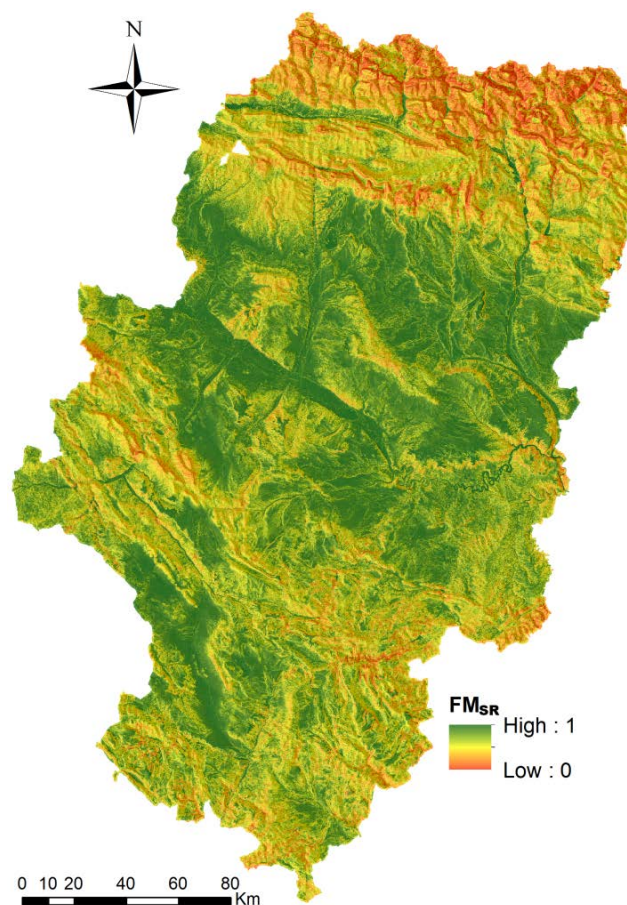


Figura III-17 Factor medioambiental  $FM_{SR}$  - Aragón

### III.2.3.8 Factor $FM_{FA}$ : Acumulación de escorrentía

Una vez que se ha considerado el efecto que tienen las pendientes sobre el proceso de infiltración, también es necesario ponderar el efecto que tiene la escorrentía en la generación de superficies de acumulación con distintas magnitudes.

Para la justificación de la inclusión del  $FM_{FA}$  en el modelo IVNA-LSP se utiliza la Figura III-18 a continuación, la cual representa las condiciones de flujo superficial de agua de escorrentía a través de terrenos con distintas pendientes.

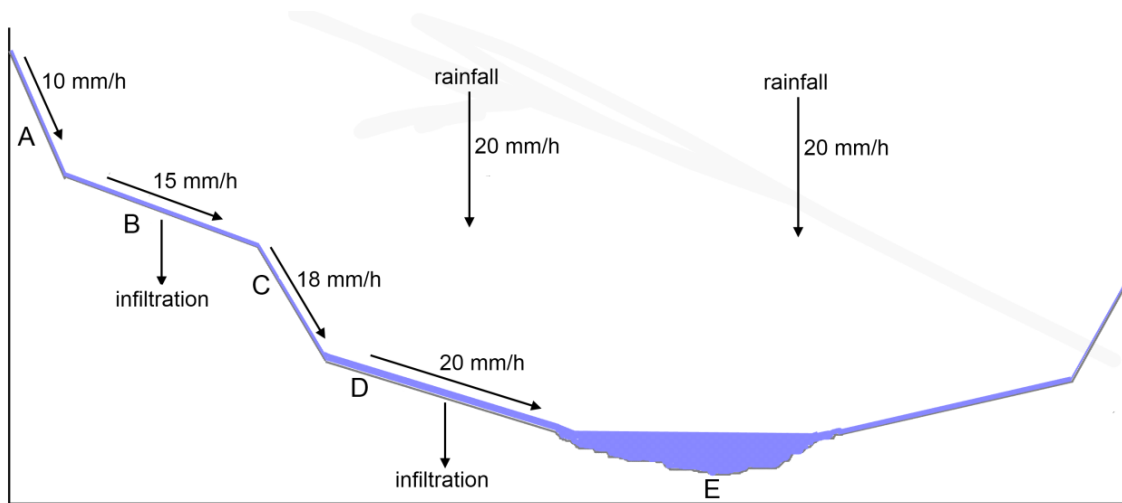


Figura III-18 Efecto de las superficies de acumulación de escorrentía

Para explicar el efecto que tienen las distintas superficies de acumulación debemos establecer el supuesto de que las precipitaciones se presentan de manera homogénea en las distintas pendientes de la Figura III-18, y con una intensidad constante de 20 mm/h. En tal sentido, es razonable esperar que la escorrentía superficial se incremente en la dirección del flujo de agua por la acumulación sucesiva de las distintas pendientes (A, B, C y D) hasta llegar al cauce de evacuación (E). Producto de ello, el espesor de la lámina de agua también se incrementará en la misma dirección. Las pendientes B y D, a pesar de tener la misma inclinación, presentarán distintas magnitudes de infiltración debido a las diferencias del espesor del flujo superficial.

En resumen, el  $FM_{FA}$  intenta establecer una diferenciación entre territorios con igual inclinación pero distinta escorrentía superficial. Aquellos terrenos con mayores valores de acumulación de escorrentía presentarán una infiltración potencial mayor.

Para el cálculo de los flujos de acumulación en todo el territorio de Aragón se ha utilizado el método secuencial de ArcGis 10.1. A partir de un modelo digital de terreno (MDT), en nuestro caso el mismo utilizado para la elaboración del mapa de pendientes, se calcula la dirección de los flujos por celda o pixel y finalmente se obtiene el mapa de flujo acumulado por sumatoria de las celdas. En la Figura III-19 a continuación se aprecia la representación gráfica del procedimiento.

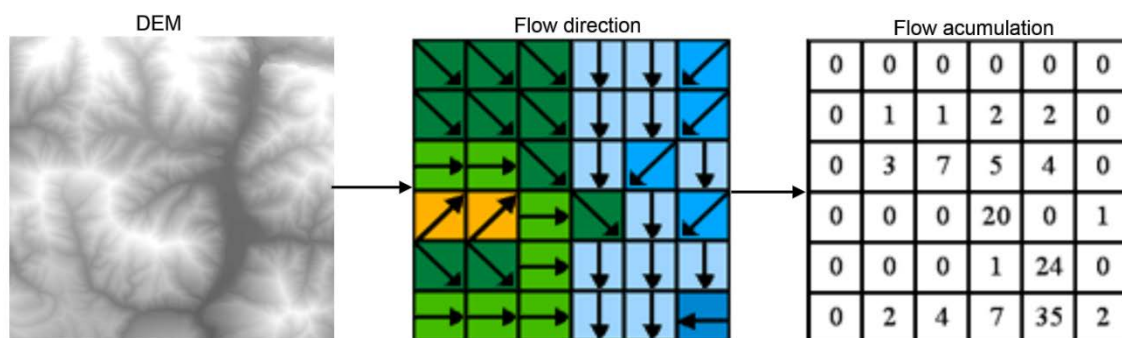


Figura III-19 Procedimiento para el cálculo del flujo de acumulación

En ArcGis 10.1 este procedimiento se implementa con la finalidad de obtener las distintas redes de drenaje que configuran una cuenca hidrológica. Los mayores valores representarán la red primaria (ríos), y los valores cercanos a «0» representarán las celdas de delimitación de la cuenca o en las cuales por la configuración geográfica, no confluye ninguna escorrentía superficial.

En nuestro caso, la aplicación de este procedimiento no responde a la necesidad de delimitar cuencas hidrológicas ni redes de drenaje, sino más bien establecer una diferenciación entre la cantidad de agua que escurre por pendientes similares y ponderar de esta manera el riesgo de infiltración en estas superficies.

En la formalización del  $FM_{FA}$  de Aragón se decidió excluir los valores extremos de flujo de acumulación. La razón para ello se basa en que tanto las líneas divisorias de agua (celdas con valores cercanos a 0), como las redes de drenaje principal que confluyen a cauces o ríos (valores más altos), presentan dinámicas de infiltración distintas que no pueden ser tratadas mediante este criterio de diferenciación. Respecto al resto de la superficie, se procedió a realizar un suavizado de la imagen ráster a través de un redimensionamiento de las celdas, mediante el algoritmo de convolución cúbica de ArcGis 10.1 que utiliza un total de 16 vecinos cercanos para el cálculo del valor final de cada celda.



Una vez que se ha realizado el suavizado de la imagen ráster, se obtienen valores de flujo de acumulación muy altos que van desde “0” hasta más de 40 millones. Debido a la amplitud del rango, se genera un efecto de dilución gráfica de los valores más bajos, ya que el programa ArcGis 10.1 tiene una paleta de colores limitada e intenta ajustar el despliegue para diferenciar los valores máximos. Por tal razón, para su incorporación en IVNA LSP se decidió realizar de manera previa, una transformación logarítmica de la imagen, obteniendo valores que van desde 0 hasta 7,63, lo cual asegura una adecuada diferenciación gráfica de la información.

Finalmente, respecto a la fuzzificación del  $FM_{FA}$  de Aragón, se decidió utilizar una función Fuzzy lineal (Figura III-5), asignando el valor de pertenencia igual a 1 para aquellas celdas que poseen valores de 7,63 y el menor valor de pertenencia a aquellas celdas con valor igual a 0, es decir, el menor riesgo de infiltración por efecto del flujo de acumulación. La Figura III-20 a continuación representa el  $FM_{FA}$  de Aragón.

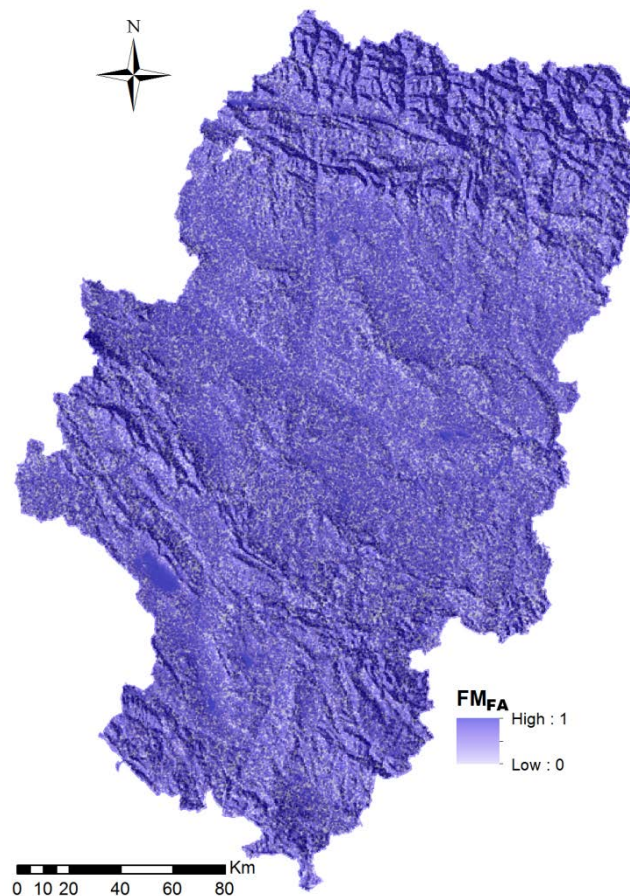


Figura III-20 Factor medioambiental  $FM_{FA}$  - Aragón



### III.3 CONCLUSIONES

Desde el punto de vista metodológico es fundamental establecer zonas con distintos grados de vulnerabilidad. Actualmente los instrumentos de planificación que se aplican en España, si bien cumplen con los requerimientos de la Unión Europea, no permiten establecer zonas con grados intermedios de riesgo. Por otra parte, el concepto de vulnerabilidad no debe ser usado como sinónimo de «zonas afectadas»; y en aquellas designadas como «vulnerables» es claro que el grado de fragilidad en toda su extensión territorial no es bajo ningún concepto una constante. Por tales razones, el modelo IVNA-LSP intenta sistematizar el concepto de vulnerabilidad del territorio, estableciendo una jerarquización mediante la conjunción de un grupo de factores hidrogeológicos y medioambientales, los cuales a su vez son ponderados mediante criterios objetivos.

Debido a que el modelo IVNA-LSP tiene su génesis en una necesidad específica y aplicada a la Comunidad Autónoma de Aragón, es que su aplicación en otros territorios estará restringida a ciertas condiciones particulares: i) estudios a escala regional con déficit de información de concentración de nitratos, ii) regiones caracterizadas por un clima mediterráneo continental, y iii) regiones donde las cuencas kársticas no sean las configuraciones hidrogeológicas predominantes.

El modelo IVNA LSP propuesto considera 3 grupos de factores que de manera conjunta determinarán la vulnerabilidad del territorio ante la contaminación por nitratos. El primer grupo lo conforman aquellos relativos a la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, estos son: tipo de acuífero ( $FH_{AC}$ ), profundidad de la tabla de agua ( $FH_{DG}$ ) y permeabilidad del terreno ( $FH_{PV}$ ).

Dada la alta movilidad de los nitratos, la capacidad de atenuación del suelo estará basada en las condiciones que favorecen la nitrificación y posterior desnitrificación, más que a una barrera únicamente física que impide su lixiviación hacia capas más profundas. De tal forma, el segundo grupo de factores está compuesto por: textura del topsoil ( $FM_{TT}$ ), contenido de carbono orgánico ( $FM_{OC}$ ) y el pH ( $FM_{pH}$ ).

De manera ideal, la vulnerabilidad del territorio por acción de la infiltración debería estimarse en función de la cantidad de agua efectiva que atraviesa las capas superficiales del suelo y la ZNS. Sin embargo, los balances hídricos a partir de las magnitudes de agua que se infiltran, que son evapotranspiradas y que escurren por la superficie, o la utilización de métodos directos, p. ej., simuladores de lluvia o infiltrómetros, no son abordables a nuestra escala de trabajo.

La cantidad de agua infiltrada depende de la cobertura vegetal, contenido de humedad y textura del suelo, intensidad de las precipitaciones, relieve, e inclusive de fenómenos locales como puede ser la salinización de los suelos, fenómeno que en Aragón tendría una importante presencia en la zona central del valle del Ebro (Isern, 2008) y que podría originar alteraciones en la tasa de infiltración normal.

Debido a la compleja interacción de estos factores, IVNA-LSP realiza una simplificación de los distintos procesos responsables de la infiltración, es decir, entrada de agua, capacidad de retención y desplazamiento; y asume que la vulnerabilidad del territorio por infiltración potencial depende de un tercer grupo de factores medioambientales relativos al clima: precipitación ( $FM_{RR}$ ), evapotranspiración ( $FM_{ET}$ ) y al relieve: pendientes ( $FM_{SR}$ ) y acumulación de escorrentía ( $FM_{FA}$ ); donde el factor  $FM_{RR}$  representa la entrada de agua al sistema y los factores  $FM_{ET}$ ,  $FM_{SR}$  y  $FM_{FA}$  intentan de manera conjunta modelar el efecto de la evapotranspiración y escorrentía superficial.

A parte de sistematizar un método para determinar la vulnerabilidad del territorio a escala regional, otro de los principales aportes del modelo IVNA-LSP es que la evaluación se realiza a través de criterios objetivos y claramente fundamentados. Además, la utilización de las funciones fuzzy permite reproducir de mejor manera el efecto que tienen cambios en las magnitudes de los factores. Por ejemplo, el pH y su efecto en el potencial de desnitrificación no puede ser modelado a través funciones lineales, ya que el pH óptimo se encuentra cercano a la neutralidad y el grado de vulnerabilidad se incrementaría hacia ambos extremos (alcalinos o ácidos), situación en la cual la fuzzificación es una herramienta fundamental.

La mayoría de los efectos que tienen los factores considerados por IVNA-LSP podrían de igual forma ser reproducidos a través de escalas discretas de puntuación. Sin embargo, a juicio del autor de esta tesis, el principal problema de los modelos paramétricos de EMC es la subjetividad a la cual están sometidos, desde sus escalas de puntuación hasta el carácter compensatorio que tienen sus estructuras de agregación. Por tal razón, la forma más coherente de disminuir estas deficiencias, es sentar las bases y las escalas de puntuación de la manera más objetiva que sea posible.

## **IV. DESARROLLO DE UN MODELO PARAMETRICO PARA LA DETERMINACION DE LA VULNERABILIDAD DEL TERRITORIO A LA CONTAMINACION POR NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO: IVNA-LSP**

### **IV.1 INTRODUCCIÓN**

En el presente capítulo se desarrollan las actividades que permiten construir un modelo paramétrico coherente con las necesidades planteadas en el capítulo anterior. A partir de los 11 factores formalizados en las secciones III.2.2 y III.2.3, se crea una estructura lógica de agregación y ponderación que permite establecer una jerarquización de la vulnerabilidad del territorio de Aragón ante procesos de contaminación por nitratos de origen agrario.

En el desarrollo de este capítulo se utilizan técnicas de evaluación multicriterio (EMC) las cuales se combinan con procedimientos de puntuación lógica de preferencias (LSP) y análisis jerárquico (AHP) para conseguir la estructura final de agregación de todos los factores considerados.

Las secciones se encuentran dispuestas de manera secuencial. En la sección IV.2 se presenta el marco teórico relativo a las técnicas de evaluación multicriterio (EMC) y su aplicación en modelos de vulnerabilidad ambiental.

En la sección IV.3 se define la estructura del modelo IVNA LSP y se presenta el mapa de vulnerabilidad de Aragón. Debido a la importancia del enfoque lógico de LSP y que es una

técnica nueva en lo que respecta a mapas de idoneidad, en esta sección se describen sus pasos metodológicos para la confección de cartografía y una breve reseña a los agregadores LSP. Adicionalmente, se presentan los resultados de las encuestas AHP realizadas al panel de expertos, que permiten obtener los pesos de cada uno de los factores considerados en el modelo.

En las secciones IV.4 y IV.5 se llevan a cabo las tareas relativas a la verificación de los resultados y evaluación de la coherencia del modelo IVNA-LSP propuesto.

## **IV.2 EVALUACIÓN MULTICRITERIO Y SU APLICACIÓN A MODELOS DE VULNERABILIDAD AMBIENTAL**

La evaluación multicriterio (EMC) se puede definir como el conjunto de técnicas, procedimientos o modelos de evaluación utilizados en la decisión multidimensional (Barredo, 1996). La EMC tiene sus orígenes en los años 70, cuando algunos expertos e investigadores, principalmente del área de planificación económica y toma de decisiones (Cochrane y Zeleny, 1973, Keeney y Raiffa, 1976) observaron las deficiencias de las técnicas tradicionales al abordar problemas multidimensionales.

La evaluación multicriterio ha sido utilizada con éxito en una gran cantidad de estudios medioambientales, desde análisis de la gestión óptima del uso del suelo (Joerin *et al.*, 2001, Beinart y Nijkamp, 2007); selección de medidas correctivas ante fenómenos de contaminación (Linkov *et al.*, 2005); evaluaciones de impacto ambiental (Janssen, 2001, Brouwer y Van Ek, 2004); administración y gestión de recursos naturales (Tran *et al.*, 2002, Mendoza y Prabhu, 2003); hasta la evaluación de fuentes de energías renovables (Georgopoulou *et al.*, 1997, Pohekar y Ramachandran, 2004). Una revisión exhaustiva de sus aplicaciones en el ámbito de las ciencias ambientales puede ser vista en Kiker *et al.* (2005) o Huang *et al.* (2011).

El objetivo de la EMC es ayudar en la selección de la «mejor alternativa», pero en un contexto donde existen criterios en competencia y muchas veces en conflicto (Voogd, 1982). La EMC surge como alternativa a problemas en los cuales se descarta la posibilidad de alcanzar una solución óptima, y se intenta buscar la «mejor» alternativa que satisfaga los criterios o preferencias del decisor.

#### IV.2.1 Definiciones básicas

Para la mejor comprensión del desarrollo del modelo IVNA-LSP, a continuación se presenta un resumen de algunos elementos básicos de la EMC:

##### *Decisión*

La decisión es una elección entre alternativas. Las alternativas pueden representar diferentes caminos de acción o clasificaciones (Eastman *et al.*, 1995). Una decisión en el campo de la gestión de residuos orgánicos puede ser la elección de la zona más adecuada para su utilización como fertilizantes, o en el ámbito de la protección del medio ambiente, puede ser la jerarquización de distintos grados de vulnerabilidad ambiental.

##### *Criterios*

Los criterios son los parámetros, directrices y puntos de referencia que permiten evaluar las opciones y alternativas del proceso de decisión. Los criterios son la base para que una decisión pueda evaluarse o medirse, y pueden ser clasificados en: factores y restricciones.

##### *Factores*

Un factor es un criterio que mejora o disminuye la valoración de una alternativa específica como solución a un problema (Eastman *et al.*, 1995). Por ejemplo, la pendiente del suelo puede ser un factor que afecte la aptitud de un terreno para la siembra de un cultivo específico.

##### *Restricciones*

Una restricción limita las alternativas, es decir, sirve para determinar las alternativas que son válidas o aceptables y cuáles no. Generalmente las restricciones son de tipo binario. Por ejemplo, se pueden establecer áreas de protección de 500 m en torno a los pozos de consumo humano, donde cualquier alternativa que se encuentre a menor distancia, tendrá un valor de 0 y cualquier alternativa fuera de ese radio adquirirá un valor igual a 1.

##### *Pesos de los criterios*

Los pesos o nivel de prioridad de los criterios permiten establecer la importancia relativa de cada factor que es considerado en la evaluación, teniendo en cuenta la multidimensionalidad del problema.

### IV.2.2 Pasos metodológicos de la evaluación multicriterio

En términos generales, las técnicas de EMC consisten en el diseño de una matriz con los criterios de evaluación y un procedimiento de agregación de los factores. Utilizando una adaptación del diagrama de flujo de EMC de Eastman *et al.* (1995), podríamos decir que la evaluación multicriterio, independiente de la técnica específica utilizada, puede dividirse en los 5 pasos metodológicos de la Figura IV-1 a continuación.

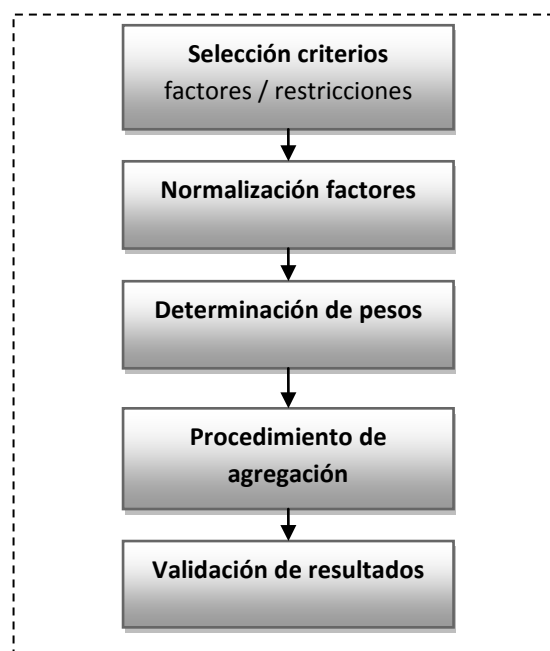


Figura IV-1 Diagrama de flujo de la EMC, adaptada de Eastman *et al.* (1995)

#### IV.2.2.1 Selección de criterios

La selección de criterios (factores o restricciones) es fundamental en el éxito de la EMC. La cantidad y naturaleza de los factores considerados dependerá del nivel de detalle que se busque y de la disponibilidad de información. Los criterios deben ser cuantificables o en su defecto deben transformarse a una escala única de comparación. La selección de factores del modelo IVNA-LSP se realizó previamente en el capítulo III de la presente tesis.

#### IV.2.2.2 Normalización de factores

Debido a la gran diversidad de factores que pueden considerarse en un modelo EMC es un hecho que existirán distintas escalas de medición. Por ejemplo, en un modelo de idoneidad

silvícola podríamos encontrar factores tales como: precipitaciones (mm/año), pendiente (%), temperatura (°C), distancia al centro de distribución (m); por lo tanto sería necesario llevar todas estas unidades a un intervalo común de comparación.

En el ámbito de los sistemas de información geográfica (SIG) y la EMC, existen varios procedimientos de estandarización<sup>15</sup> (normalización) los cuales han sido detallados por Voogd (1982), siendo los más habituales el de máxima puntuación [IV-1] y rango de puntuación [IV-2], que responden a una transformación lineal simple de los factores.

$$X_i = \frac{R_j}{R_{max}} \quad [IV-1]$$

$$X_i = \frac{R_j - R_{min}}{R_{max} - R_{min}} \quad [IV-2]$$

Donde:

$X_i$  valor estandarizado del factor en una celda determinada

$R_j$  valor original del factor

$R_{min}$  valor mínimo del factor a estandarizar

$R_{max}$  valor máximo del factor a estandarizar

A pesar de que la transformación lineal es una de las prácticas más comunes en la EMC, la elección del método de estandarización debe ser evaluada para cada caso en particular. Tal como señalan Jiang y Eastman (2000), uno de los principales problemas de la EMC es asumir el comportamiento lineal de los factores, ya que en muchos casos no existe un fundamento racional para ello.

Si consideramos que los métodos de transformación lineal entregan como resultado el grado de pertenencia a un conjunto, entonces se puede afirmar que la estandarización lineal es similar al proceso de «fuzzificación» (Eastman y Jiang, 1996).

La lógica difusa o «lógica fuzzy» es una alternativa a la lógica clásica o «booleana» que utiliza conceptos de pertenencia más parecidos a la manera de pensar del ser humano, por lo cual permite introducir un cierto grado de ambigüedad en las evaluaciones (Zadeh, 1965). La fuzzificación se caracteriza por transformar cualquier escala de valores en un rango comparable de pertenencia de 0 a 1, siendo el valor igual a 1 el máximo valor de pertenencia o «membresía».

---

<sup>15</sup> El término “estandarización” se adopta de la terminología utilizada por Voogd (1982), sin embargo la palabra “normalización” es más adecuada.

Desde la década del 90 la teoría difusa ha sido ampliamente aplicada en EMC (Burrough, 1989, Wang *et al.*, 1990, XiangIT *et al.*, 1992, Banai, 1993). En el campo de los SIG, su mayor utilidad se presenta en el estudio de localizaciones óptimas o mapas de idoneidad (S-maps), por considerarse conceptos que caen dentro del ámbito «fuzzy» y que por lo tanto pueden ser analizados mediante funciones de pertenencia difusa (Hall *et al.*, 1992).

La principal razón que motivó la selección de funciones fuzzy para la estandarización de los factores de IVNA-LSP, tiene que ver con la lógica de asignación del grado de pertenencia al conjunto «vulnerabilidad», ya que algunos de los factores están sometidos a clasificaciones subjetivas (p.ej., permeabilidad) y otros responden a procesos biológicos que se encuentran muy alejados de un comportamiento lineal. Además, el concepto de «vulnerabilidad» ha sido tratado por muchos autores a través de la lógica difusa (Huicheng *et al.*, 1999, Tran *et al.*, 2002, Di Martino *et al.*, 2005, Dixon, 2005, Gemitzi *et al.*, 2006, Mazari-Hiriart *et al.*, 2006, Afshar *et al.*, 2007, Mohammadi *et al.*, 2009).

#### IV.2.2.3 Determinación de los pesos ( $w_i$ )

Un paso casi obligatorio en la EMC lo representa la selección de los pesos « $w_i$ » que se asignan a cada factor. Los factores tienen distintos niveles de importancia, diferencia que debe ser considerada en la estructura de un modelo de EMC (Carver, 1991).

El procedimiento clásico de la EMC es la combinación lineal ponderada (Voogd, 1982) y que se puede expresar mediante [IV-3]. Como se desprende de la ecuación a continuación, los pesos tienen una gran influencia en el resultado final obtenido (S).

$$S = \sum w_i X_i \quad [IV-3]$$

Donde:

$w_i$  es el peso del factor i

$X_i$  es la puntuación del factor i

Existen un gran número de métodos para obtener los pesos de los factores, los cuales pueden dividirse en dos grupos fundamentales: i) nominales/ordinales y ii) cuantitativos.

Los métodos basados en escalas nominales/ordinales establecen el orden de importancia de los factores mediante jerarquización. Aunque han sido aplicados exitosamente en algunos estudios de EMC (Marichal y Roubens, 2000, Hinloopen *et al.*, 2004, Salo y Punkka, 2005), su utilización se restringe a evaluaciones en las cuales el objetivo es establecer el



«mejor» (Choo *et al.*, 1999), olvidando en cierta medida la importancia de valores intermedios de idoneidad.

Respecto a los métodos cuantitativos, intentan compensar las debilidades de los métodos ordinales, sobre todo en la valoración de la importancia relativa de un factor respecto a otro. Adicionalmente a la respuesta de: ¿cuál factor es más importante?, también intentan responder la pregunta ¿cuánto más importante es?

Dentro de los métodos cuantitativos podemos mencionar a: TRADEOFF (Keeney y Raiffa, 1976); proceso analítico jerárquico (AHP) (Saaty, 1980); asignación de punto directo (DIRECT) (Doyle *et al.*, 1997); puntuación multi-atributo simple (SMART) (Edwards, 1977); SWING (von Winterfeldt y Edwards, 1986) y CRITIC (Diakoulaki *et al.*, 1995). Todos ellos establecen el ratio de importancia relativa entre factores e intentan mitigar la subjetividad y sesgos de los evaluadores que otorgan las puntuaciones.

En el desarrollo de modelos paramétricos de EMC y su incorporación en plataformas SIG, el método AHP es uno de los más extendidos (Malczewski, 2006), donde sus primeras aplicaciones se sitúan en la década del 90 (Banai, 1993, Wu, 1998). Si bien desde sus inicios el método AHP ha tenido una aceptación general en el ámbito de la toma de decisiones, éste no ha estado exento de críticas y observaciones (Holder, 1990), siendo estas resultas de manera oportuna por su autor (Saaty, 1991, Saaty, 1994).

En base a las comparaciones efectuadas con otros métodos (Belton, 1986, Pöyhönen y Hämmäläinen, 2001), es posible concluir que AHP goza de un respaldo metodológico amplio, ya que a diferencia de métodos como los de relaciones de superación, p.ej., ELECTREE (Roy, 1968) y PROMETHEE (Brans *et al.*, 1984), no solo aporta las directrices para el procedimiento de agregación, sino que además proporciona la metodología para determinar los pesos ( $w_i$ ).

Por las razones anteriormente expuestas, el método AHP ha sido seleccionado para determinar los pesos del modelo IVNA-LSP. En el proceso de obtención de los  $w_i$  se aplicaron encuestas a expertos en los campos de hidrogeología, edafología, biología e ingeniería ambiental. Mayores detalles se entregan en la sección IV.3.2.

#### IV.2.2.4 Procedimiento de agregación

Una vez que se han formalizado los factores, labor desarrollada en las secciones III.2.2 y III.2.3 para el caso de IVNA-LSP, y determinado su importancia relativa ( $w_i$ ), es necesario incorporarlos en un procedimiento de agregación bien definido que sea coherente con el objetivo de la evaluación. Para llevar a cabo la agregación se utilizan los llamados «operadores

de agregación», los cuales a través de operaciones matemáticas y/o lógicas otorgan el peso asociado a cada factor, que indicará su relevancia en el resultado final.

Entre los procedimientos o técnicas de EMC podemos mencionar a: i) ponderación lineal; ii) medias ponderadas ordenadas (OWA); iii) teoría de utilidad multiatributo (MAUT); iv) relaciones de superación; v) proceso analítico jerárquico (AHP) y vi) puntuación lógica de preferencias (LSP).

Debido a la importancia que tiene la elección del método de agregación, en el apartado IV.2.3 a continuación se presenta una breve descripción de estas técnicas, no siendo el fin realizar una revisión exhaustiva, sino más bien situar el método LSP y justificar su elección como procedimiento de agregación del modelo propuesto en esta tesis.

#### IV.2.2.5 Validación de los resultados

El último paso metodológico de la EMC y quizás el más complejo es la validación de los resultados. Uno de los principales cuestionamientos a los cuales son sometidos los modelos de EMC, es lo relativo a la subjetividad de las ponderaciones (pesos) y su alto grado de influencia sobre el resultado final (Schenkerman, 1991, Steele *et al.*, 2009). En tal sentido, como una manera de dar solución a estas críticas, el análisis de sensibilidad «AS» permite realizar «el estudio del efecto que tienen variaciones en las entradas del modelo (input) sobre su resultado final (output)» (Saltelli *et al.*, 2000). Una breve revisión de las principales técnicas de AS que se aplican en EMC se presenta en la sección IV.2.4.

A partir del AS es posible determinar la robustez de la estructura del modelo y dimensionar la importancia que tienen los factores en la respuesta final. Asimismo, conociendo los factores a los que el modelo es más sensible, es posible intensificar el cuidado en la obtención y ponderación de cada uno de ellos (Tiscareno-Lopez *et al.*, 1993). No obstante, la validación no puede depender únicamente del grado de robustez de la estructura de agregación o de la ponderación de los factores. Al igual que cualquier modelo, aquellos obtenidos mediante EMC deben ser representativos de la realidad, y por lo tanto es indispensable que sus resultados sean contrastados con algún valor medible y asociado al problema en estudio.

Por tal razón, en la validación de IVNA-LSP, de manera adicional al AS, se ha decidido utilizar una técnica de correlación estadística que ha sido aplicada con buenos resultados en otros estudios de vulnerabilidad, entre ellos, los desarrollados por Chowdhury *et al.* (2003) y Masetti *et al.* (2007), cuyo detalle se presenta en la sección IV.5.

### IV.2.3 Principales técnicas de evaluación multicriterio (EMC)

#### IV.2.3.1 Ponderación lineal

La ponderación lineal o combinación lineal ponderada (weighted linear combination, WLC) es la técnica más general de EMC y se representa por la ecuación [IV-3] previamente descrita. La WLC tiene un carácter compensatorio (Barredo, 1996), es decir, en el proceso de agregación, el valor bajo de un factor puede ser compensado por otro que ha recibido una puntuación más alta (disyunción lógica, or). Es un método sencillo y ampliamente utilizado en el contexto de los SIG, ya que permite abordar situaciones en las cuales se tiene poca información. Uno de sus principales inconvenientes es que se aplica generalmente sin un conocimiento global del problema en estudio y se deja de lado la interacción y subordinación entre factores (Malczewski, 2000).

#### IV.2.3.2 Medias ponderadas ordenadas (OWA)

La técnica de medias ponderadas ordenadas (ordered weighted averaging, OWA) (Yager, 1988) se basa en la reordenación, obteniendo así distintos grados de compensación. Para ello considera dos vectores: i) vector de factores ( $v_i = x_1, x_2, \dots, x_n$ ) y ii) pesos de orden ( $w_j = w_1, w_2, \dots, w_n$ ). Los  $v_i$  están ordenados según el valor de cada factor  $x_i$ , en cambio los pesos  $w_j$  se asignan a la ubicación de los  $x_i$  ordenados de manera previa.

Un aspecto fundamental de OWA es el paso de la reordenación. Un agregado  $x_i$  no está asociado con un peso particular  $w_j$ , sino que un peso está asociado con una posición ordenada  $j$  particular de los argumentos. Esta ordenación introduce la no linealidad en el proceso de agregación (Carlsson y Fuller, 2002). En tal sentido, si se establece que el vector de pesos  $w_j = 1/n, j=1\dots n$ , OWA tendrá un carácter compensatorio. Por otra parte, los casos extremos de OWA lo representan la elección de un vector  $w_n = 1$  (MIN) o un vector  $w_1 = 1$  (MAX) donde cualquier otra posición del vector adquiere valores nulos. Estos operadores OWA (MAX y MIN) corresponden a las expresiones lógicas «OR» y «AND» respectivamente.

La principal fortaleza de OWA es que permite controlar de manera precisa las compensaciones que se producen entre factores (Jiang y Eastman, 2000). A pesar de su robustez como método de agregación, no se han encontrado aplicaciones a estudios de carácter medioambiental (Kiker *et al.*, 2005, Huang *et al.*, 2011), extendiéndose su aplicación a campos fundamentalmente del desarrollo organizacional y análisis económico-financieros.

#### IV.2.3.3 Teoría de Utilidad Multiatributo (MAUT)

La base del método de utilidad multiatributo (Multi-attribute utility theory, MAUT) es que las preferencias del decisor son consideradas mediante una función de utilidad. El objetivo de MAUT es encontrar una expresión simple que cuantifique los beneficios netos de una decisión, utilizando para ello la racionalidad del decisor. MAUT es considerado como un método de EMC compensatorio (Guitouni y Martel, 1998).

El avance de esta técnica se debe al trabajo de Keeney y Raiffa (1976), quienes desarrollaron un conjunto de procedimientos que permiten al decisor construir la función de utilidad global, a partir de la unión de funciones de utilidad simple para cada criterio. Los pasos metodológicos se pueden dividir en 3 fases: i) construcción de una matriz de rendimientos, ii) pruebas de independencia de los criterios y iii) construcción de la función de utilidad.

El método MAUT ha sido aplicado con éxito en un gran número de estudios del área medioambiental (Kiker *et al.*, 2005). Dentro de sus debilidades se encuentra el hecho de que la condición de independencia preferencial entre los atributos se acepta casi axiomáticamente. Además, la obtención de los pesos (funciones de utilidad simple) no se sustentan en un procedimiento claramente definido (Linkov *et al.*, 2007).

#### IV.2.3.4 Relaciones de superación

Los llamados «métodos de superación» (outranking methods) se basan en la «comparación» entre alternativas. Estos métodos utilizan los conceptos de «concordancia» y «discordancia» definidos por Aubert (1986) y crean una estructura cuantitativa que establece la «dominancia» entre alternativas.

Las principales ventajas de los métodos de superación son que la transitividad de las preferencias (independencia preferencial) no es limitante, caso de los modelos MAUT; y además, presentan un carácter no compensatorio (De Boer *et al.*, 1998).

Los métodos de superación más utilizados son: el método ELECTREE (Elimination Et Choix Traduisant la Réalité) (Roy, 1968) y el método PROMETHEE (Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations) (Brans *et al.*, 1984). Aunque ELECTREE sentó sus bases dos décadas antes que PROMETHEE, es este último el que ha tenido mayor notoriedad, siendo ampliamente difundido a través de publicaciones científicas y en el ámbito académico (Behzadian *et al.*, 2010).

El punto de partida de PROMETHEE es la construcción de la tabla de evaluación de las distintas alternativas y criterios, también se debe establecer la importancia de cada uno de los

criterios y aportar información sobre la función de preferencia que utiliza el decisor. PROMETHEE no proporciona directrices específicas para la determinación de los pesos, ya que asume que el decisor es capaz de sopesar adecuadamente los criterios (factores). Una de las fortalezas de PROMETHEE es que cuenta con un importante soporte informático y desarrollo de software como lo es PROMETHEE-GAIA (Brans y Mareschal, 2005).

Una de las limitaciones de PROMETHEE y en general de los métodos outranking, es que al analizar muchos criterios (más de siete), se dificulta la evaluación de sus resultados (Macharis *et al.*, 2004). Por lo tanto, cuando la evaluación posee un mayor número de factores, resulta más razonable utilizar metodologías como AHP, ya que su configuración jerárquica le permite dividir el problema global en partes más pequeñas, facilitando la comprensión de los resultados y su posterior análisis.

#### IV.2.3.5 El Proceso Analítico Jerárquico (AHP)

El proceso analítico jerárquico (Analytic Hierarchy Process, AHP) fue desarrollado por Saaty (1980) y se basa en la construcción de una estructura jerárquica o «árbol de jerarquías», que permite al decisor abordar un problema multicriterio en forma sencilla.

El método AHP se compone de cuatro pasos metodológicos: i) construcción de la estructura jerárquica; ii) establecimiento de prioridades (matriz de comparaciones); iii) evaluación de consistencia lógica y iv) determinación del vector de pesos.

En primera instancia, el objetivo general se divide en tantas partes constituyentes como sea necesario. La finalidad es fraccionar el problema para facilitar la comprensión del decisor, y que mediante soluciones parciales se pueda conseguir una solución global.

En segundo lugar, se requiere que el decisor evalúe de manera objetiva la importancia de los factores. La valoración se realiza mediante la comparación pareada de alternativas, ya que como fundamenta Saaty (1988): «La mente del ser humano no es capaz de considerar al mismo tiempo todos los factores de un problema y sus efectos ». Por lo tanto, se realiza una comparación de a pares y se otorgan puntuaciones de 1 a 9, valores que determinan la importancia relativa de un factor «A» en relación a un factor «B».

Finalmente, como el decisor efectúa una gran cantidad de valoraciones, es factible que su criterio o puntuaciones se tornen inconsistentes, por lo cual el vector final de pesos o «eigenvector» podría no representar de manera objetiva sus prioridades de decisión. Para esta situación, el método AHP cuenta con las herramientas necesarias para evaluar la consistencia de los resultados, este es el índice de consistencia (consistency index, CI). Saaty (1985)

propone que la inconsistencia no debe ser superior al 10%. Un valor mayor invalidaría el proceso de comparación pareada.

El éxito de AHP puede ser corroborado en las exhaustivas revisiones bibliográficas realizadas a sus aplicaciones (Pohekar y Ramachandran, 2004, Kiker *et al.*, 2005, Ho, 2008). Sin embargo, esta técnica no ha estado exenta de críticas. Belton y Gear (1983) señalan que ante la modificación de una o más alternativas, es posible alterar el orden preestablecido del eigenvector, lo que se denomina «inversión de la jerarquización» (rank reversal). Otra de las observaciones que se ha realizado al método AHP es su escala de puntuación, es decir de 1 a 9. En problemas reales de toma de decisiones es complejo diferenciar si una alternativa «A» es 5 o 7 veces más importante que «B» (Dyer, 1990). Finalmente, si bien su agregación de tipo aditivo lo presenta como un método sencillo, también trae consigo el problema de la compensación «trade-offs» (Macharis *et al.*, 2004).

#### IV.2.3.6 Puntuación lógica de las preferencias (LSP)

La puntuación lógica de las preferencias (Logic Scoring of Preferences, LSP) es un método propuesto de manera original por Dujmović y Nagashima (2006). LSP surge como un método de agregación no lineal y con una lógica flexible, utilizado inicialmente para la evaluación de software.

Recientemente se han sentado las bases para su utilización en la elaboración de mapas de idoneidad «S-maps» (Dujmović y Tré, 2011). Debido a que LSP es el método seleccionado para la agregación de los factores de IVNA-LSP, en la sección IV.3.1 se ofrece una descripción detallada de la técnica y se fundamenta la elección.

#### IV.2.4 Análisis de sensibilidad en modelos de EMC

En los modelos de evaluación multicriterio, el análisis de sensibilidad «AS» y el análisis de incertidumbre «AI» son enfoques complementarios para evaluar su calidad y robustez, y de manera conjunta permiten comprender la influencia que tienen los supuestos (estructura) y parámetros seleccionados (inputs) sobre los resultados del modelo (output) (Saltelli *et al.*, 2000).

El AS evalúa la forma en que las variaciones de los resultados pueden ser explicadas por variaciones de los distintos componentes, es decir, determina la dependencia del modelo a

sus entradas. Por otra parte, el AI evalúa la incertidumbre de los resultados, debido a la propagación de errores en los datos de entrada e incertidumbres del modelo en sí.

En la Figura IV-2 a continuación se representa el carácter complementario de AI y AS. Mediante la unión de ambos es posible conocer la importancia de los factores y el efecto de propagación de sus errores.

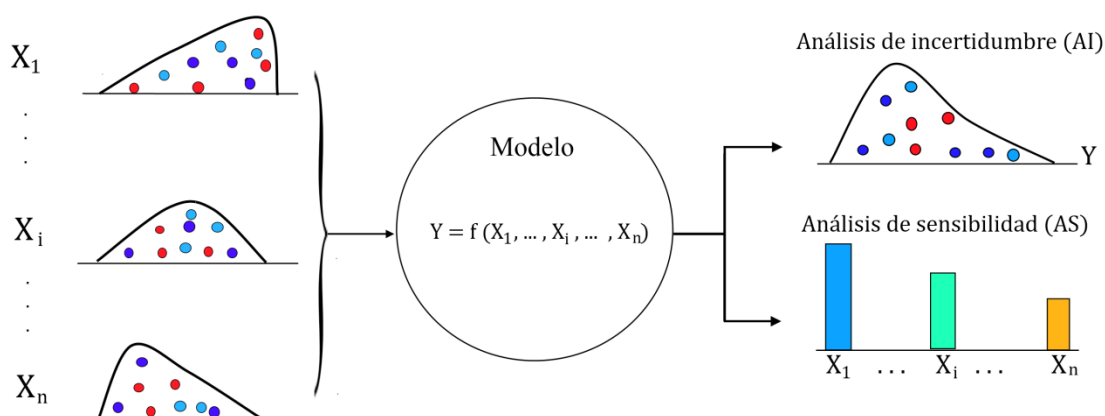


Figura IV-2 Análisis de sensibilidad e incertidumbre en un proceso de modelización

Ambos análisis responden a la búsqueda de aquellos factores más «importantes», es decir, aquellos que producto de su incertidumbre contribuyen a la incertidumbre en los resultados del modelo; y también a encontrar aquellos factores más «sensibles», los cuales tienen un impacto considerable en los outputs. Un parámetro importante (AI) siempre será «sensible», ya que de otra forma su variación no se reflejaría en los resultados. Por otra parte, un parámetro «sensible» (AS) puede no ser «importante».

Las técnicas complementarias AS/AI que se aplican a los modelos de EMC pueden clasificarse en locales y globales.

Las «*técnicas locales*» se centran en evaluar el impacto directo que tiene la modificación de un parámetro sobre el resultado del modelo (output) (Saltelli *et al.*, 1999). Para ello se mantienen constantes todos los factores, excepto el que se pretende analizar ( $X_A$ ). Si pequeñas modificaciones del factor generan grandes variaciones en el output, se dice que el modelo es muy sensible a  $X_A$ .

Las «*técnicas globales*» también analizan el efecto que tiene la variación de un parámetro en la respuesta del modelo, pero utilizando para ello una muestra aleatoria de los valores que éste puede adquirir. La muestra aleatoria se obtiene a partir del modelo teórico de distribución de probabilidades del factor en cuestión (FDP). Este tipo de análisis entrega una medida de la incertidumbre del modelo, ya que estima las variaciones del output debido a las variaciones características de las entradas (Tiscareno-Lopez *et al.*, 1993).

A continuación se realiza una breve descripción de los principales métodos locales y globales. Para mayores detalles se recomienda consultar las publicaciones de Frey y Patil (2002) y Saltelli *et al.* (2004).

#### IV.2.4.1 One-at-a-time (OAT)

Es el más sencillo de los métodos locales y consiste en realizar variaciones a un parámetro de entrada, manteniendo constantes el resto de los factores. La práctica común es realizar pequeños cambios porcentuales a un factor y cuantificar el efecto en la salida del modelo (output).

#### IV.2.4.2 Errores múltiples e interacciones

En el ámbito de la EMC, es razonable que dos o más factores de un modelo puedan presentar errores al mismo tiempo. En consecuencia, otro enfoque necesario es aquel destinado a determinar el impacto de variaciones múltiples. A través de la sencilla modificación de más de un parámetro o grupo de factores, es posible evaluar el efecto conjunto y las posibles interacciones que se puedan generar.

#### IV.2.4.3 Índice de sensibilidad (Sensitivity Index, SI)

El Índice de sensibilidad (SI) es otro de los métodos locales de sencilla aplicación. El procedimiento consiste en calcular la diferencia en las salidas del modelo, producto de la variación de un factor entre su valor máximo y mínimo (Hamby, 1995). El cálculo de SI está dado por [IV-4].

$$SI = \frac{D_{max} - D_{min}}{D_{max}} \quad [IV-4]$$

Donde:

$D_{min}$  es el output mínimo

$D_{max}$  es el output máximo



#### IV.2.4.4 Método de desviación relativa

Los métodos precedentes se basan en el estudio de la variabilidad local del modelo, en tanto, el método de desviación relativa y los presentados a continuación se consideran técnicas globales.

El método de desviación relativa se desarrolla bajo la misma lógica de OAT, donde se estudia el efecto que tiene la variación de un parámetro a la vez. El indicador de sensibilidad de esta técnica se define como «desviación relativa» (relative deviation, RD) y corresponde al ratio de la desviación estándar y la media aritmética de la FDP del output del modelo.

#### IV.2.4.5 Método de coeficientes de regresión estandarizados (SRC)

El método de los coeficientes de regresión estandarizados o «coeficientes Beta,  $\beta$ » permite valorar la importancia relativa de cada variable independiente o «factor» dentro de la ecuación lineal. La forma general de una regresión simple puede expresarse mediante [IV-5].

$$Y = B_0 + \sum_k B_k X_k \quad \text{[IV-5]}$$

Donde:

$X_k$  es la k-ésimo factor o variable independiente

$B_k$  son los coeficientes de regresión

Los coeficientes Beta se obtienen tras estandarizar las variables originales, es decir, tras convertir las puntuaciones originales en típicas. Por consiguiente, son directamente comparables entre sí. Indican la variación, en puntuaciones típicas, que se producirá en la variable dependiente (output del modelo) por cada cambio de una unidad en la correspondiente variable independiente (factores). Los coeficientes  $\beta$  se obtienen mediante [IV-6].

$$\beta_k = B_k \cdot \frac{S_x}{S_y} \quad \text{[IV-6]}$$

Donde:

$B_k$  es el k-ésimo coeficiente de regresión

$S_x$  y  $S_y$  son las desviaciones típicas o estándar

Los métodos de regresión lineal son sensibles a todas las distribuciones (FDP) de los inputs, y proporcionan una medida de la varianza del output debida a cada factor de entrada (Hamby, 1994); sin embargo, para su aplicación en modelos de EMC es fundamental que presenten un comportamiento lineal y monótono (Saltelli *et al.*, 1999). Adicionalmente, se debe verificar que el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), asociado al ajuste sea cercano a 1. En otras palabras, si  $R^2$  presenta un valor de 0,6 esto implicaría que existe una importante porción de la varianza del output (40%), que no se explicaría por variaciones de los factores del modelo. De acuerdo con Campolongo *et al.* (2000), valores de  $R^2 > 0,7$ , asegurarían que los coeficientes de regresión son buenos indicadores de la proporción de incertidumbre debida a cada variable de entrada.

#### IV.2.4.6 Coeficiente de regresión estandarizado por rango (SRRC)

En el caso de que la linealidad no sea evidente, existen métodos basados en la transformación del rango<sup>16</sup> (Rank-based methods) que modifican los valores de las variables (factores) y las llevan a una relación lineal (Saltelli *et al.*, 1999), entre ellos SRRC.

SRRC es simplemente una extensión de SRC, donde los conjuntos de entrada  $X_k$  y los output  $Y_k$ , se transforman en una jerarquía de datos, de manera previa al cálculo de los coeficientes Beta. Los valores de SRRC son indicativos de la influencia, en unidades de desviación estándar, que tiene un factor sobre el resultado final del modelo de EMC.

#### IV.2.4.7 Test de análisis de sensibilidad de Fourier (FAST)

El test de sensibilidad de Fourier (Fourier Amplitude Sensitivity Test, FAST) es uno de los métodos globales basados en la varianza ("Variance-Based Methods").

Las técnicas de AS basadas en la varianza son la mejor opción para modelos de EMC en los que no existe un comportamiento lineal, ni monótono (Saltelli *et al.*, 1999). Utilizan muestras aleatorias obtenidas a partir de simulaciones de Monte Carlo (MC) o Latin Hypercube Sampling (LHS), considerando un total de  $k$  factores de entrada (inputs) y  $N$  muestras. Este tipo de técnicas calcula el «índice de sensibilidad» (sensitivity index,  $S_i$ ), donde para un factor de entrada  $X_i$ , el  $S_i$  representa la proporción de la varianza total del modelo que es debida a la influencia de  $X_i$ .

<sup>16</sup> transformación de rango: al valor más pequeño que presenta una variable se le asigna el valor=1, al siguiente valor =2; finalmente al mayor valor que adquiere la variable se le asigna un valor igual al tamaño de la muestra.

Los «Variance-Based Methods» realizan la descomposición de la varianza total del modelo en tantas partes como relaciones existan entre los distintos factores, acción que puede expresarse mediante [IV-7].

$$V(Y) = \sum_i V_i + \sum_{i < j} V_{ij} + \sum_{i < j < m} V_{ijm} + \dots + \sum_{i < \dots < k} V_{12\dots k} \quad [IV-7]$$

Donde:

$V(Y)$  es la varianza total

$V_i$  es la varianza debida al factor  $i$

$V_{ij}, V_{ijm}$  son las varianzas por interacciones entre factores  $i, j$  y  $m$

Entonces el índice de sensibilidad de primer orden  $S_i$ , estaría dado por [IV-8].

$$S_i = \frac{V[E(Y|X_i)]}{V(Y)} \quad [IV-8]$$

Donde:

$V[E(Y|X_i)]$  es la varianza de primer orden

El índice  $S_i$  es la cantidad de varianza esperada de primer orden, es decir, representa la parte de variación de  $Y$  que se explicaría únicamente por el factor  $X_i$ . A pesar de la ventaja que tiene el método FAST sobre las técnicas locales y de regresión, no es eficiente en la estimación de índices de sensibilidad de orden superior (Saltelli y Bolado, 1998).

En respuesta a esta limitación, el método Extended FAST (E-FAST) propuesto por Saltelli *et al.* (1999), permite calcular índices de sensibilidad de orden superior, es decir, permite cuantificar la interacción «entre factores» y su efecto sobre la varianza total del modelo.

E-FAST calcula el llamado “índice de sensibilidad total” (total sensitivity index,  $S_{Ti}$ ), que se define como la suma de todos los efectos (de primer orden y superiores) asociados a cada factor  $X_i$ . De tal forma si consideramos un modelo de EMC de 3 factores, los  $S_{Ti}$  estarían dados por las expresiones de [IV-9].

$$\begin{aligned} S_{T1} &= S_1 + S_{12} + S_{13} + S_{123} \\ S_{T2} &= S_2 + S_{12} + S_{23} + S_{123} \\ S_{T3} &= S_3 + S_{13} + S_{23} + S_{123} \end{aligned} \quad [IV-9]$$

### IV.3 DISEÑO DE LA ESTRUCTURA DEL MODELO PARAMÉTRICO IVNA-LSP

El objetivo de esta sección es formalizar la estructura de agregación (árbol de jerarquías, pesos y operadores LSP) del modelo paramétrico IVNA-LSP. Una vez que se han normalizado los 11 factores considerados (secciones III.2.2 y III.2.3), es necesario construir una estructura lógica de agregación que combine la información de los factores en la proporción y forma adecuada.

En la sección IV.2.3 del presente capítulo se han presentado las principales técnicas de EMC, desde las más sencillas (p.ej., ponderación lineal) a otras de mayor complejidad, como es el caso de LSP, que es la técnica seleccionada para la agregación de los factores del modelo IVNA. Los motivos de su elección se exponen en los siguientes puntos:

- La mayoría de las técnicas de EMC presentan restricciones respecto al número de criterios o factores. Por consiguiente, limitan la capacidad de análisis del decisor y la necesidad de diferenciar distintas configuraciones.
- A diferencia de la mayoría de las técnicas de EMC, LSP permite al decisor construir una estructura de agregación que refleja las características del razonamiento humano (Dujmovic, 2012). A través de operadores lógicos que se basan en la «Función de Conjunción-Disyunción Generalizada» (Generalized Conjunction/Disjunction, GCD), permite modelar condiciones de: simultaneidad, neutralidad y reemplazabilidad. De tal forma, LSP puede comportarse como una técnica compensatoria (trade-off) o no compensatoria, permitiendo al decisor elegir los criterios que pueden ser compensados y cuales presentan restricciones al respecto.
- LSP entrega un total de 17 operadores de agregación, que van desde un grado máximo de reemplazabilidad (8 niveles), pasando por la neutralidad (1 nivel), hasta llegar a la máxima simultaneidad (8 niveles) (Dujmović y Nagashima, 2006). En consecuencia, nos otorga la base para evaluar una preferencia con distintos grados de intensidad. Por ejemplo, en el caso de IVNA, nos permite establecer la condición de «simultaneidad» entre los factores profundidad del acuífero ( $FH_{DG}$ ) y permeabilidad de ZNS ( $FH_{PV}$ ), donde un valor de vulnerabilidad «alto» se obtendrá siempre y cuando ambos factores presenten un valor de pertenencia elevado y con intensidad similar.

- En el contexto de la toma de decisiones, no todas las evaluaciones se definen por el grado de conjunción «operador booleano “y”» o por el grado de disyunción «operador booleano “o”». En otras palabras, la preferencia entre factores, en algunos casos, no puede establecerse como “perfectamente” reemplazable o simultánea. Esta es la situación de aquellos factores que pueden definirse como «opcionales» o «deseables». En el caso de IVNA, el factor pH ( $FM_{pH}$ ) tiene un carácter de «deseable», ya que un valor de pertenencia alto (vulnerabilidad) no afectará al potencial de desnitrificación; sin embargo, un valor de pertenencia bajo (cercano a la neutralidad), tendrá un efecto que favorecerá dicho proceso. En este sentido, LSP proporciona las bases para construir operadores complejos que responden a esta necesidad, caso del operador: «Conjunctive Partial Absorption» (CPA), que puede ser utilizado para la agregación de factores «obligatorios» y «deseables».

La aplicación de LSP en el desarrollo de mapas de idoneidad ha sido formalizada de manera reciente (Dujmović *et al.*, 2008, Dujmović *et al.*, 2010, Dujmović y Tré, 2011), además no se han encontrado más publicaciones que la propuesta por Passuello *et al.* (2012). Por lo tanto, se considera oportuno realizar una breve descripción de esta técnica y su procedimiento de aplicación.

#### **IV.3.1 Descripción del método Logic Scoring of Preferences**

Inicialmente, LSP fue concebido como un enfoque general de EMC para el análisis de entornos de programación (IDE), navegadores web o interfaces de usuario (Dujmović y Nagashima, 2006). Recientemente su aplicación se ha extendido al estudio del espacio geográfico, donde sus autores proponen el concepto de «LSP-maps» y lo definen como: “La distribución espacial del grado global de idoneidad para un determinado fin o uso”.

##### **IV.3.1.1 Etapas para la creación de LSP-maps**

A través del enfoque LSP, los mapas de idoneidad pueden ser creados a partir de 4 pasos fundamentales: i) creación del árbol de atributos; ii) definición de los criterios elementales; iii) creación de la estructura de agregación y iv) cálculo del grado de idoneidad global.

El primer paso en el desarrollo de un LSP-map consiste en realizar la descomposición del problema en tantas jerarquías como sean necesarias. El **árbol de atributos** es utilizado para conseguir una visión sistémica del problema y también para definir los factores que son «obligatorios» y aquellos que no lo son. En el caso de IVNA-LSP, la existencia de fuentes de nitrógeno se considera como obligatoria para que exista un riesgo potencial. Por otra parte, un nivel adecuado de pH es considerado como deseable, pero no obligatorio en el contexto del potencial de desnitrificación. En esta primera etapa también se debe establecer la importancia relativa o pesos de los factores, este paso es uno de los más complejos y que podría llevar a obtener resultados de idoneidad sesgados (Dujmović *et al.*, 2010); por lo tanto, en la formalización de IVNA-LSP, la determinación de los pesos se ha desarrollado mediante la técnica AHP, cuyo detalle se presenta en la sección IV.3.2 a continuación.

El segundo paso corresponde a la especificación de los **criterios elementales**. En esta fase se otorga la puntuación o grado de «satisfacción» de cada uno de los factores. En LSP, el nivel de satisfacción se denomina «preferencia elemental» y adquiere valores en el intervalo [0,1] o [0,100%]. En la formalización de IVNA-LSP, este paso se ha llevado a cabo en las secciones III.2.2 y III.2.3 del capítulo anterior.

El tercer paso es la creación de la **estructura de agregación**, donde el objetivo es adicionar las preferencias elementales a partir de operadores LSP, y obtener una preferencia global de acuerdo al árbol de atributos previamente establecido. Los agregadores LSP se basan en la función GCD y permiten modelar matemáticamente la simultaneidad y reemplazabilidad de las entradas. La función GCD puede ser implementada a través de distintos enfoques. p.ej., media logarítmica, media armónica o potencia media ponderada (weighted power mean, WPM) [IV-10], siendo esta última la más apropiada (Dujmović y Tré, 2011) y la seleccionada para IVNA-LSP.

$$S = \left( \sum_{i=1}^n w_i x_i^r \right)^{\frac{1}{r}} \quad [IV-10]$$

$$0 < w_i < 1, \quad 0 \leq x_i \leq 1, \quad i = 1, \dots, n$$

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1, \quad -\infty \leq r \leq +\infty, \quad 0 \leq S \leq 1$$

Donde:

$X_i$  representa el valor de pertenencia de un atributo

$w_i$  es el peso asociado al factor  $i$

$r$  es el parámetro lógico de agregación

Finalmente, con el cálculo del **grado de idoneidad global** «S» se culmina la aplicación de LSP (cuarta etapa).

#### IV.3.1.2 Agregadores de preferencia de LSP

Los agregadores LSP fundamentales son: disyunción máxima (full disjunction, D) y disyunción parcial (partial disjunction, PD) para modelar distintos grados de reemplazabilidad entre factores; media aritmética (A) para modelar neutralidad entre factores; conjunción máxima (full conjunction, C) y conjunción parcial (partial conjunction, PC) para modelar simultaneidad entre los inputs.

Dos conceptos fundamentales en la elección del agregador son *Andness* ( $\alpha$ ) y *Orness* ( $\omega$ ), que se definen como el grado de similitud con la conjunción máxima y la disyunción máxima, respectivamente; donde  $\alpha \in [0,1]$  y  $\omega = (1 - \alpha) \in [0,1]$ . El valor de *Orness* puede ser interpretado como una medida de optimismo en la toma de decisiones (Yager, 1988), mientras que el valor de *Andness* es una medida de pesimismo (Fernández Salido y Murakami, 2003).

Para seleccionar el agregador idóneo de una relación entre factores se debe establecer el grado de *Andness/Orness*. Estos indicadores son complementarios ( $\omega + \alpha = 1$ ), donde el caso particular de  $\alpha = 0$  implica una disyunción máxima (D); y  $\omega = 0$  representa una condición de conjunción máxima (C). En el caso de conjunción parcial, predominará el grado de conjunción ( $\alpha > 0,5$  y  $\omega < 0,5$ ). Situación inversa se presentará en condiciones de disyunción parcial ( $\alpha < 0,5$  y  $\omega > 0,5$ ). En la Tabla IV-1 a continuación se presentan los principales agregadores LSP en función de  $\alpha$  y  $\omega$ .

Tabla IV-1 Principales agregadores LSP y sus valores  $\alpha$  y  $\omega$

| GCD      | C | C++             | C+            | C+-             | CA            | C--             | C-            | C--            | A             | D--            | D-            | D-+             | DA            | D+-             | D+            | D++             | D |
|----------|---|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---|
| $\alpha$ | 1 | $\frac{15}{16}$ | $\frac{7}{8}$ | $\frac{13}{16}$ | $\frac{3}{4}$ | $\frac{11}{16}$ | $\frac{5}{8}$ | $\frac{9}{16}$ | $\frac{1}{2}$ | $\frac{7}{16}$ | $\frac{3}{8}$ | $\frac{5}{16}$  | $\frac{1}{4}$ | $\frac{3}{16}$  | $\frac{1}{8}$ | $\frac{1}{16}$  | 0 |
| $\omega$ | 0 | $\frac{1}{16}$  | $\frac{1}{8}$ | $\frac{3}{16}$  | $\frac{1}{4}$ | $\frac{5}{16}$  | $\frac{3}{8}$ | $\frac{7}{16}$ | $\frac{1}{2}$ | $\frac{9}{16}$ | $\frac{5}{8}$ | $\frac{11}{16}$ | $\frac{3}{4}$ | $\frac{13}{16}$ | $\frac{7}{8}$ | $\frac{15}{16}$ | 1 |

Los conceptos de *Andness/Orness* y también la manera de estimar los parámetros cuantitativos «r» que caracterizan la agregación, fueron propuestos por Dujmovic (1974) a partir de la generalización de la relación entre variables « $X_k$ » (función GCD,  $\blacklozenge$ ), como se aprecia en el desarrollo de [IV-11] a continuación.

$$\alpha = 1 - \omega = \frac{\overline{(X_1 \vee \dots \vee X_k)} - \overline{(X_1 \blacklozenge \dots \blacklozenge X_k)}}{\overline{(X_1 \vee \dots \vee X_k)} - \overline{(X_1 \wedge \dots \wedge X_k)}} \quad [\text{IV-11}]$$

$$\overline{X_1 \blacklozenge \dots \blacklozenge X_k} = \int_0^1 \dots \int_0^1 \left( \frac{X_1^r + \dots + X_k^r}{k} \right)^{1/r} dX_1 \dots dX_k = \mu(k, r)$$

$$\overline{(X_1 \wedge \dots \wedge X_k)} = \int_0^1 \dots \int_0^1 (X_1 \wedge \dots \wedge X_k) dX_1 dX_k = \frac{1}{k+1}$$

$$\overline{(X_1 \vee \dots \vee X_k)} = \int_0^1 \dots \int_0^1 (X_1 \vee \dots \vee X_k) dX_1 dX_k = \frac{1}{k+1}$$

$$\alpha(k, r) = \frac{k - (k+1)\mu(k, r)}{k-1} \quad \omega(k, r) = \frac{(k+1)\mu(k, r) - 1}{k-1}$$

La Figura IV-3 a continuación presenta un resumen de los principales valores que adquiere el parámetro  $r$  (Dujmović y Nagashima, 2006).

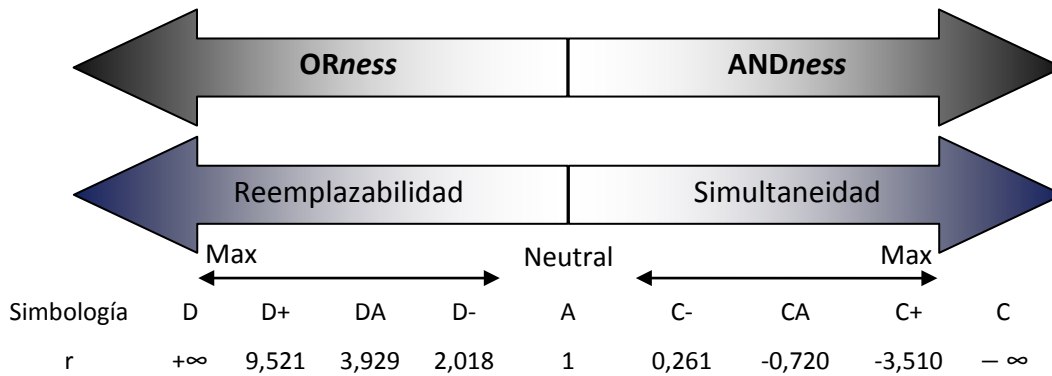


Figura IV-3 Diferentes niveles de reemplazabilidad y simultaneidad (parámetro  $r$ )

Una vez que se ha seleccionado la relación básica entre los factores, es decir, reemplazabilidad, simultaneidad o neutralidad; también se debe definir la intensidad de su asociación. Por ejemplo, si el decisor pretende establecer una condición de simultaneidad entre dos factores ( $X_1$  y  $X_2$ ), puede elegir el operador C- para modelar una simultaneidad débil y que no presenta requerimientos obligatorios ( $r > 0$ ), o bien puede seleccionar los operadores CA o C+ que modelan una relación de conjunción más estricta.

Si el decisor considera que  $X_1$  y  $X_2$  son igualmente importantes, es decir, ambas con un peso 50%, y desea establecer una condición de simultaneidad alta (C+) y obligatoriedad ( $r < 0$ ), entonces, la Figura IV-4 a continuación representa de manera gráfica esta situación.



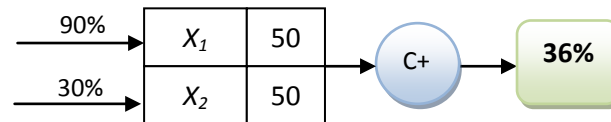


Figura IV-4 Ejemplo de simultaneidad alta y condición de obligatoriedad

En este ejemplo, el valor obtenido de la asociación (36%) es débil, debido a la baja preferencia o «grado de pertenencia» del factor  $X_2$  (30%), apreciándose de esta forma el carácter **no compensatorio** del operador  $C^+$ .

Por otro lado, si el decisor desea modelar una condición de simultaneidad baja entre ambos factores (operador  $C^-$ ), la Figura IV-5 a continuación muestra el resultado de la asociación, donde la puntuación final (54%) demuestra la menor restricción que existe a la satisfacción simultánea de  $X_1$  y  $X_2$ .

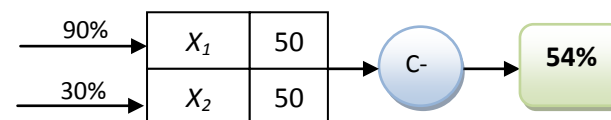


Figura IV-5 Ejemplo de simultaneidad baja – sin condición de obligatoriedad

Como se ha mencionado anteriormente, el método LSP permite establecer condiciones especiales, como puede ser el caso de la agregación de un factor obligatorio y otro opcional. El operador encargado de realizar esta asociación se denomina *Conjunctive Partial Absorption (CPA)*. Un agregador CPA se construye a partir de los operadores básicos LSP, es decir, combinando condiciones de conjunción parcial, disyunción parcial o neutralidad. La Figura IV-6 presenta de manera gráfica dos clases de CPA.

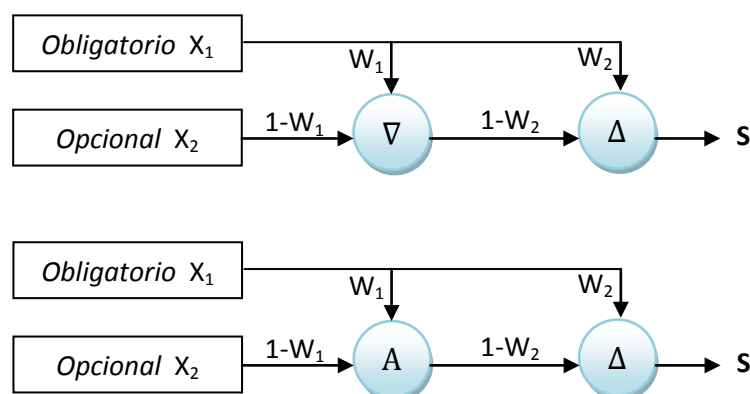


Figura IV-6 Principales variantes de CPA, adaptado de Dujmovic (2007)

Para comprender el funcionamiento de CPA, debemos imaginar una evaluación hipotética de dos factores ( $X_1$  y  $X_2$ ), donde según nuestro criterio «decisor» el factor  $X_1$  tiene un carácter obligatorio, en tanto  $X_2$  se considera un factor opcional o «deseable». En el caso de que el valor de pertenencia de  $X_1$  (input) sea igual a 0, entonces el valor final de agregación siempre será nulo ( $S = 0$ ), independiente del valor de  $X_2$ . Por otra parte, si el factor «deseable»  $X_2$  es igual a 0 y  $X_1$  satisface de manera total o parcial nuestros requerimientos, es decir  $X_1 > 0$ , entonces el valor de idoneidad global «S» recibirá una penalización (P). En resumen, la no satisfacción de un criterio obligatorio es completamente excluyente, mientras que la nula satisfacción de un factor opcional generará únicamente un castigo del valor global de idoneidad.

De manera contraria, si el valor de entrada del factor obligatorio ( $X_1$ ) satisface al menos parcialmente nuestros requerimientos y el factor opcional ( $X_2$ ) los satisface plenamente, entonces el valor de idoneidad se incrementará en una determinada proporción, denominada recompensa (R).

En la práctica, los valores de penalización (P) y recompensa (R) son los que determinan el efecto que tendrá el agregador compuesto CPA. Por lo tanto, para modelar una relación de obligatoriedad y opcionalidad, el primer paso es decidir el valor que estos tendrán.

Como se aprecia en la Figura IV-6, el agregador CPA está compuesto por un total de 4 parámetros: dos agregadores LSP y dos pesos ( $W_1$  y  $W_2$ ). Estos dos últimos parámetros pueden ser obtenidos a partir de las tablas P/R aportadas por Dujmovic (1979) o pueden ser calculados mediante herramientas informáticas como AGOPcalc.

Mayores detalles acerca de las distintas estructuras canónicas de agregación pueden ser obtenidos en “Multicriteria Methods and Logic Aggregation in Suitability Maps” (Dujmović y Tré, 2011). Respecto a los operadores LSP en rangos intermedios, no considerados en la Figura IV.3 y sus respectivos valores  $r$ , estos pueden ser consultados en “LSP method and its use for evaluation of Java IDEs” (Dujmović y Nagashima, 2006).

### IV.3.2 Determinación de los pesos de IVNA-LSP a través de AHP

El hecho de asumir que en nuestro modelo todos los factores tienen el mismo nivel de importancia, generaría resultados alejados de la realidad. Los FM relativos al relieve, p.ej.,  $FM_{SR}$  o  $FM_{FA}$  no pueden tener el mismo efecto que aquellos relativos a las características hidrogeológicas (FH). El problema de esta cuestión radica en determinar “cuanto” más importantes son estos últimos.

Haciendo referencia al índice de vulnerabilidad más utilizado, DRASTIC otorga la máxima importancia a los factores correspondientes a la profundidad de la tabla de agua y a las características de la ZNS, estableciendo que ambos factores son 5 veces más importantes que las características topográficas del terreno (Aller *et al.*, 1987).

Una alternativa para fijar los pesos de IVNA-LSP sería utilizar información previa de los índices de vulnerabilidad ya existentes; sin embargo, esto se ha descartado, debido a que ninguno de ellos considera factores relativos a las características edáficas o al potencial de desnitrificación como moderador del fenómeno de contaminación.

La técnica seleccionada para la agregación del modelo paramétrico propuesto en esta tesis es LSP. No obstante, esta no entrega indicaciones acerca de los pesos de los factores. LSP considera que los pesos son datos previos, y que han sido obtenidos mediante técnicas como las descritas en la sección IV.2.2.3 o bien a partir del criterio de expertos.

Los pesos de los factores considerados en IVNA-LSP se determinaron a partir de la opinión de expertos del área medioambiental, p.ej., hidrogeología, edafología, agronomía e ingeniería ambiental, y también a responsables de políticas de protección, quienes cumplimentaron una encuesta diseñada especialmente para dicho propósito. Los nombres de los expertos se detallan en el Anexo A de esta tesis, al igual que la estructura de la encuesta (Anexo B).

La técnica AHP se llevó a cabo según los pasos metodológicos expuestos en la sección IV.2.3.5 y cuyos resultados se exponen a continuación.

#### IV.3.2.1 Construcción de la estructura jerárquica

El primer paso, previo a la confección de la encuesta AHP, fue la determinación de la estructura jerárquica; para ello se consideraron 3 niveles de agrupación: A, B y C; que representan las capas de factores individuales, de sistemas y el nivel objetivo (Índice de Vulnerabilidad). La Tabla IV-2 a continuación presenta la estructura para la elaboración de la

encuesta AHP, donde cada una de las capas fue sometida a una comparación pareada con los elementos de su nivel correspondiente.

Tabla IV-2 Estructura AHP del modelo paramétrico IVNA LSP

| Nivel A          | id              | Nivel B                       | id             | Nivel C               |
|------------------|-----------------|-------------------------------|----------------|-----------------------|
| FH <sub>AC</sub> | A <sub>1</sub>  | Vulnerabilidad intrínseca     | B <sub>1</sub> | Vulnerabilidad global |
| FH <sub>DG</sub> | A <sub>2</sub>  |                               |                |                       |
| FH <sub>PV</sub> | A <sub>3</sub>  |                               |                |                       |
| FM <sub>TT</sub> | A <sub>4</sub>  | Potencial de desnitrificación | B <sub>2</sub> |                       |
| FM <sub>OC</sub> | A <sub>5</sub>  |                               |                |                       |
| FM <sub>pH</sub> | A <sub>6</sub>  |                               |                |                       |
| FM <sub>RR</sub> | A <sub>7</sub>  | Potencial de infiltración     | B <sub>3</sub> |                       |
| FM <sub>ET</sub> | A <sub>8</sub>  |                               |                |                       |
| FM <sub>SR</sub> | A <sub>9</sub>  |                               |                |                       |
| FM <sub>FA</sub> | A <sub>10</sub> |                               |                |                       |
| FM <sub>LC</sub> | A <sub>11</sub> | Carga de nitrógeno            | B <sub>4</sub> |                       |

#### IV.3.2.2 Matrices de comparaciones

Una vez establecida la estructura jerárquica, se deben realizar comparaciones pareadas entre los factores de un determinado sistema (elementos del nivel A), y posteriormente se realiza la comparación pareada entre las capas de sistemas (elementos del nivel B).

La técnica AHP estipula que quien toma las decisiones, en nuestro caso al panel de 10 expertos (Anexo A), debe evaluar la importancia entre pares de alternativas. Para ello se atribuyen valores numéricos a sus preferencias, entregando finalmente una síntesis de las mismas mediante la agregación de sus juicios parciales. Para estas comparaciones se utiliza la escala numérica propuesta por Saaty (1980), que va desde 1 hasta 9. La Tabla IV-3 a continuación presenta la definición de los valores que adquiere dicha escala.

Tabla IV-3 Escala fundamental de comparaciones AHP

| Valor | Definición             | Comentarios   |
|-------|------------------------|---|
| 1     | Igual importancia      | El factor X es igual de importante que el factor Y                        |
| 3     | Importancia moderada   | Su experiencia y juicio favorecen ligeramente al factor X sobre Y         |
| 5     | Importancia grande     | Su experiencia y juicio favorecen fuertemente al factor X sobre Y         |
| 7     | Importancia muy grande | El factor X es mucho más importante que el factor Y                       |
| 9     | Importancia extrema    | La mayor importancia del factor A por sobre el B está fuera de toda duda. |

A partir de la escala fundamental de comparaciones de AHP se construyen las distintas matrices de comparación. Una matriz de comparación «D» puede expresarse como [IV-12].

$$D = \begin{matrix} & \begin{matrix} C_1 & C_2 & C_3 & \dots & C_n \end{matrix} \\ \begin{matrix} C_1 \\ C_2 \\ C_3 \\ \vdots \\ C_n \end{matrix} & \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} & & a_{2n} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} & & a_{3n} \\ \vdots & \vdots & & & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & a_{n3} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} \end{matrix} \quad [IV-12]$$

Donde:

$a_{ij}$  representa el grado de preferencia del i-ésimo criterio sobre el j-ésimo criterio

Para todo  $a_{ij}$ ,  $a_{ij} = 1 / a_{ji}$

#### IV.3.2.3 Determinación del vector de prioridades

Existen dos métodos básicos para establecer el vector de prioridades derivado de las matrices de comparación o juicios individuales, estos son: i) El método del valor propio (Eigenvalue method, EVM) (Saaty, 1980, Saaty, 2003) y ii) El método de la media geométrica por filas (Row geometric mean method, RGMM), también conocido como método de mínimos cuadrados logarítmicos. Ambos métodos de priorización permiten obtener el vector de prioridades ( $w$ ) que cumple las condiciones expresadas en [IV-13] a continuación.

$$w = (w_1, \dots, w_n)^T, \quad w_i \geq 0, \quad \sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad [\text{IV-13}]$$

Donde:

$w$  es el vector de prioridades

#### Método del valor propio (EVM)

Saaty (1980) propone que el eigenvector principal de la matriz de juicios «D» representa el vector de prioridades  $w$ , y que puede ser obtenido mediante la solución de [IV-14] a continuación.

$$D w = \lambda_{max} w \quad [\text{IV-14}]$$

Donde:

$\lambda_{max}$  es el valor propio principal (eigenvalue) de la matriz D

#### Método de la media geométrica por fila (RGMM)

Crawford y Williams (1985) proponen que el vector de prioridades  $w$  puede ser obtenido mediante la solución de [IV-15].

$$w_i = \frac{\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n a_{ij}}}{\sum_{i=1}^n \sqrt[n]{\prod_{j=1}^n a_{ij}}} \quad [\text{IV-15}]$$

Donde:

$a_{ij}$  representa el grado de preferencia del  $i$ -ésimo criterio sobre el  $j$ -ésimo criterio

Respecto a las ventajas y debilidades de ambos métodos, existen numerosas publicaciones, que por una parte respaldan a EVM como método de priorización (Saaty y Vargas, 1984, Saaty, 1990, Saaty y Hu, 1998); y otras que señalan la superioridad de RGMM, sobre todo en la priorización de matrices de decisión grupal (Aguaron y Moreno-Jiménez, 2003, Escobar *et al.*, 2004, Dong *et al.*, 2010). Este punto no será discutido en esta tesis. La elección del método de priorización de IVNA-LSP se basará en los resultados de las pruebas de consistencia y su utilidad en la tarea de obtener los vectores de prioridad.

#### IV.3.2.4 Evaluación de la consistencia

Las matrices de comparación son el resultado de las decisiones del panel de expertos, los cuales se han seleccionado para que evalúen la importancia de los factores de IVNA-LSP en el contexto general de la contaminación de nitratos. No obstante, sus juicios o decisiones no están exentos de faltas o inconsistencias, ya sea por errores en la cumplimentación de la encuesta o por intereses personales relativos a un determinado campo de estudio.

Toda matriz de comparación debe ser consistente, de tal forma que su clasificación sea, por una parte transitiva y que la valoración numérica sea coherente. Por ejemplo, supongamos una matriz «D» compuesta por la valoración de 3 factores ( $X_1$ ,  $X_2$ ,  $X_3$ ) [IV-16].

$$D = \begin{bmatrix} 1 & 3 & 5 \\ 1/3 & 1 & 3 \\ 1/5 & 1/3 & 1 \end{bmatrix} \quad \text{[IV-16]}$$

Al interpretar esta matriz de comparaciones se puede decir que el factor  $X_1$  es 3 y 5 veces más importante que  $X_2$  y  $X_3$  respectivamente, cumpliéndose de esta forma la condición de transitividad entre los factores; sin embargo, la valoración numérica representada en «D» **no es consistente**, ya que se sabe que  $X_1 = 3X_2$  y  $X_1 = 5X_3$ , entonces  $X_2 = (5/3) \cdot X_3$ , pero el valor presentado en «D» para dicha comparación es  $X_2 = 3X_3$ .

En la práctica, al tratar con múltiples comparaciones, esta situación de «consistencia perfecta» rara vez puede verse representada en la matriz de comparaciones. En consecuencia, un paso obligatorio en la determinación de los vectores de prioridad (individual o grupal) es evaluar su consistencia, y obtener así un vector de pesos coherente con las prioridades manifestadas por el decisor. Para dicha labor, tanto EVM como RGMM disponen de distintos procedimientos para obtener su índice de consistencia (*IC*).

#### Índice de consistencia del método EVM

Para determinar la consistencia de la matriz de valoraciones original  $D$ , se calcula en primer lugar el índice de consistencia (*IC*) definido en [IV-17] a continuación.

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad \text{[IV-17]}$$

Donde:

$\lambda_{max}$  es el valor propio principal (eigenvalue) de la matriz  $D$

$n$  es el número de factores

Acto seguido, se calcula el Ratio de Consistencia (*RC*) mediante [IV-18] presentada a continuación.

$$RC = \frac{IC}{RI} \quad [IV-18]$$

Donde:

*RI* (random index) es el índice de consistencia de una matriz de comparaciones pareadas generadas de manera aleatoria

*RI* depende del orden de la matriz original de evaluación y sus valores se presentan en la Tabla IV-4 a continuación (Saaty, 1980).

| Tabla IV-4      Índice aleatorio de consistencia ( <i>RI</i> ) |   |      |      |      |      |      |      |      |      |
|--|---|------|------|------|------|------|------|------|------|
| N  | 2 | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    | 8    | 9    | 10   |
| RI   | 0 | 0,58 | 0,90 | 1,12 | 1,24 | 1,32 | 1,41 | 1,45 | 1,49 |

Finalmente, el valor de ***RC* debe ser menor que 0,10** (Saaty, 1980). En el caso de que se obtengan valores superiores, es probable que los juicios del decisor sean inconsistentes. En tal situación, una de las alternativas es proceder a una reevaluación de la matriz pareada, o en su defecto, modificar la estructura jerárquica para lograr un mejor nivel de comprensión.

#### Índice de consistencia método RGMM

El índice de consistencia geométrico (*GCI*) se encuentra dado por [IV-19] a continuación (Crawford y Williams, 1985).

$$GCI(D) = \frac{2}{(n-1)(n-2)} \sum_{i < j} (\ln a_{ij} - \ln w_i + \ln w_j)^2 \quad [IV-19]$$

Donde:

$w = (w_1, \dots, w_n)$  es el vector de prioridades de *D*

$D = (a_{ij})$

Respecto a los límites de consistencia, Aguaron y Moreno-Jiménez (2003) entregan dichos umbrales: 0,3147; 0,3526 y 0,370, para  $n=3$ ,  $n=4$  y  $n>4$ , respectivamente.



### IV.3.3 Resultados encuesta IVNA y determinación de los pesos del modelo

El problema que se plantea en este apartado es lograr obtener un único vector de pesos ( $w^G$ ), que represente el juicio «grupal» de todos los encuestados. El primer paso para obtener una solución a este problema relativo a decisiones grupales, es dar respuesta a las cuestiones que plantean Forman y Peniwati (1998) en relación a: i) la estructura del grupo; ii) el procedimiento matemático a utilizar en la agregación; y iii) la importancia de cada juicio individual.

- Respecto a la primera cuestión, el panel de expertos que ha cumplimentado la encuesta IVNA proviene de distintas instituciones y campos científicos; donde sus decisiones son personales e independientes del contexto grupal. Por consiguiente, el enfoque seleccionado para su agrupación es la agregación individual de sus prioridades «AIP», para lo cual se lleva a cabo la agregación de los vectores de prioridad individuales y posteriormente se obtiene el vector de prioridad grupal. En el caso de que los encuestados fueran parte de un grupo homogéneo, donde las individualidades se diluyen; el enfoque de estudio sería la agregación individual de sus juicios «AIJ». Para ello se construiría una matriz de juicios del grupo, de la cual posteriormente se derivaría el vector grupal de prioridades.
- Respecto al procedimiento seleccionado, es decir EVM o RGMM, Forman y Peniwati (1998) señalan que en el caso de que los encuestados actúen de manera individual «AIP», ambos procedimientos de priorización pueden ser utilizados. Por lo tanto, nuestra selección para IVNA-LSP se basará en los índices de consistencia.
- El último punto a definir antes de obtener el vector de priorización, tiene que ver con la importancia de cada uno de los expertos en la valoración global. Debido a los distintos campos profesionales de los encuestados, resulta imposible establecer el grado de importancia de sus juicios. De tal manera, se ha asumido que todos los criterios expertos tienen la misma ponderación.

#### IV.3.3.1 Resultados vectores de priorización – EVM

Las siguientes tablas presentan los vectores de priorización individuales obtenidos mediante EVM. Al analizar los resultados de los factores hidrogeológicos (Tabla IV-5), se aprecia que la totalidad de los encuestados presentan  $RC < 0,1$ , por lo cual en la obtención del vector grupal  $w^{G1}$  se han utilizado todos los vectores individuales. Respecto a la importancia relativa de los factores, el grado de confinamiento del acuífero ( $A_1$ ) y la permeabilidad del terreno ( $A_3$ ) adquieren niveles de ponderación similares, en tanto la profundidad del acuífero ( $A_2$ ) aparece con un carácter secundario.

Tabla IV-5 Vectores de priorización individuales Factores Hidrogeológicos - EVM

| Factor | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|--------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|        | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| $A_1$  | 0,193   | 0,429 | 0,714 | 0,746 | 0,724 | 0,633 | 0,074 | 0,074 | 0,106 | 0,106 |
| $A_2$  | 0,083   | 0,143 | 0,143 | 0,134 | 0,083 | 0,260 | 0,643 | 0,283 | 0,260 | 0,260 |
| $A_3$  | 0,724   | 0,429 | 0,143 | 0,120 | 0,193 | 0,106 | 0,283 | 0,643 | 0,633 | 0,633 |
| RC     | 6%      | 0%    | 0%    | 1%    | 6%    | 3%    | 6%    | 6%    | 3%    | 3%    |

$$w^{G1} = (0,380 \ 0,229 \ 0,391)^T$$

Al analizar los factores edáficos y su importancia en el contexto del potencial de desnitrificación, la Tabla IV-6 a continuación presenta los vectores individuales de los 10 encuestados, de donde se desprende que existe un claro consenso respecto a la mayor relevancia del factor  $A_5$  (carbono orgánico) y el rol secundario de  $A_6$  (pH). Para el cálculo del vector grupal  $w^{G2}$  se utilizaron aquellos vectores individuales con un  $RC < 0,1$ .

Tabla IV-6 Vectores de priorización individuales Factores edáficos - EVM

| Factor | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|--------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|        | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| $A_4$  | 0,260   | 0,429 | 0,200 | 0,260 | 0,061 | 0,405 | 0,193 | 0,429 | 0,633 | 0,748 |
| $A_5$  | 0,633   | 0,429 | 0,600 | 0,633 | 0,723 | 0,480 | 0,724 | 0,429 | 0,260 | 0,180 |
| $A_6$  | 0,106   | 0,143 | 0,200 | 0,106 | 0,216 | 0,115 | 0,083 | 0,143 | 0,106 | 0,071 |
| RC     | 3%      | 0%    | 0%    | 3%    | 10%   | 3%    | 6%    | 0%    | 3%    | 3%    |

$$w^{G2} = (0,395 \ 0,486 \ 0,119)^T$$

Para la valoración de la importancia grupal de los factores relativos al clima y relieve, se utilizaron aquellos 8 vectores de prioridad individual que cumplen con las condiciones de consistencia ya mencionadas. En términos generales, la Tabla IV-7 a continuación muestra que existe un consenso en que el factor  $A_7$  (precipitaciones) es aquel con mayor importancia en el ámbito del potencial de infiltración, en tanto  $A_8$  ( $FM_{ET}$ ) y  $A_{10}$  ( $FM_{FA}$ ) tendrían una importancia similar y de carácter secundario.

Tabla IV-7 Vectores individuales de priorización Factores clima y relieve - EVM

| Factor   | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|----------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|          | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| $A_7$    | 0,608   | 0,555 | 0,628 | 0,564 | 0,590 | 0,251 | 0,505 | 0,473 | 0,555 | 0,628 |
| $A_8$    | 0,062   | 0,252 | 0,064 | 0,063 | 0,154 | 0,068 | 0,275 | 0,122 | 0,097 | 0,064 |
| $A_9$    | 0,204   | 0,097 | 0,154 | 0,223 | 0,189 | 0,614 | 0,169 | 0,122 | 0,097 | 0,154 |
| $A_{10}$ | 0,125   | 0,097 | 0,154 | 0,150 | 0,067 | 0,068 | 0,052 | 0,283 | 0,252 | 0,154 |
| RC       | 9%      | 2%    | 3%    | 11%   | 10%   | 8%    | 9%    | 6%    | 2%    | 3%    |

$$w^{G3} = (0,525 \ 0,126 \ 0,201 \ 0,148)^T$$

Uno de los principales desafíos en el diseño de la encuesta era disminuir los sesgos relativos a la subjetividad de los participantes. A través de la selección de expertos de distintas áreas científicas se pretendía evitar los sesgos por «representatividad» de la muestra. No obstante, es un hecho que sus respuestas estarán influenciadas en mayor o menor medida por su campo de acción profesional.

Otro sesgo en las encuestas es originado por la forma en que se realizan las preguntas (Fowler, 1995). Al someter a juicio la importancia de las capas del sistema ( $B_1$ ,  $B_2$ ,  $B_3$  y  $B_4$ ), los expertos estaban expuestos por una parte a la subjetividad de evaluar un concepto como «vulnerabilidad», y además podrían haber basado sus respuestas en una situación «optimista», donde la fertilización nitrogenada se realiza de manera responsable; o bien en otra completamente opuesta, visión «pesimista», en la cual el territorio está sometido a grandes presiones ambientales. Esta dicotomía entre optimismo y pesimismo generaría un importante sesgo en sus valoraciones.

Como el fin de IVNA-LSP es obtener el grado de vulnerabilidad de un territorio heterogéneo, la evaluación de las capas de sistema debía responder a una visión no polarizada. Por esta razón, la encuesta IVNA consideró dos situaciones hipotéticas (optimista y pesimista),

cuyas puntuaciones han sido promediadas. La importancia relativa de  $B_1$ ,  $B_2$ ,  $B_3$  y  $B_4$  se muestra en la Tabla IV-8 a continuación.

Tabla IV-8 Vectores de priorización individuales de las capas del sistema - EVM

| Factor | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|--------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|        | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| $B_1$  | 0,411   | 0,201 | 0,465 | 0,465 | 0,369 | 0,385 | 0,232 | 0,358 | 0,382 | 0,363 |
| $B_2$  | 0,057   | 0,079 | 0,111 | 0,102 | 0,066 | 0,102 | 0,085 | 0,053 | 0,139 | 0,085 |
| $B_3$  | 0,122   | 0,201 | 0,188 | 0,135 | 0,081 | 0,058 | 0,115 | 0,367 | 0,168 | 0,082 |
| $B_4$  | 0,411   | 0,519 | 0,236 | 0,299 | 0,483 | 0,454 | 0,568 | 0,222 | 0,311 | 0,470 |
| RC     | 4%      | 2%    | 1%    | 8%    | 17%   | 9%    | 8%    | 3%    | 5%    | 7%    |

$$w^{G4} = (0,362 \ 0,090 \ 0,160 \ 0,388)^T$$

El vector grupal  $w^{G4}$  representa la importancia que otorga el grupo de expertos, a través del método de priorización EVM a cada una de las capas del sistema. Las capas  $B_1$  (vulnerabilidad intrínseca) y  $B_4$  (fuentes de nitrógeno) son aquellas que presentan un mayor nivel de importancia en el contexto general de la vulnerabilidad del territorio, con una ponderación de 0,362 y 0,388 respectivamente. Con un papel secundario o diferenciador se presentan las capas relativas al potencial de desnitrificación ( $B_2$ ) e infiltración ( $B_3$ ) que adquieren valores de 0,090 y 0,160, respectivamente.

#### IV.3.3.2 Resultados vectores de priorización – RGMM

Las siguientes tablas presentan los vectores de priorización individuales y grupales obtenidos mediante RGMM. Al analizar los resultados de los factores hidrogeológicos (Tabla IV-9) se aprecia que la totalidad de los encuestados presentan  $GCI < 0,3147$  ( $n=3$ ), por lo cual en la obtención del vector grupal  $w^{G1}$  se han utilizado todos los vectores individuales. Respecto a la importancia relativa de los factores, se observa un patrón equivalente al obtenido mediante EVM, donde el grado de confinamiento del acuífero ( $A_1$ ) y la permeabilidad del terreno ( $A_3$ ) adquieren niveles similares de ponderación, en tanto la profundidad del acuífero ( $A_2$ ) aparece con un carácter secundario.

Tabla IV-9 Vectores de priorización individuales Factores Hidrogeológicos - RGMM

| Factor         | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|----------------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| A <sub>1</sub> | 0,188   | 0,429 | 0,714 | 0,747 | 0,731 | 0,637 | 0,072 | 0,072 | 0,105 | 0,105 |
| A <sub>2</sub> | 0,081   | 0,143 | 0,143 | 0,134 | 0,081 | 0,258 | 0,649 | 0,279 | 0,258 | 0,258 |
| A <sub>3</sub> | 0,731   | 0,429 | 0,143 | 0,119 | 0,188 | 0,105 | 0,279 | 0,649 | 0,637 | 0,637 |
| GCI            | 0,194   | 0,000 | 0,000 | 0,038 | 0,194 | 0,115 | 0,194 | 0,194 | 0,115 | 0,115 |

$$w^{G1} = (0,339 \ 0,251 \ 0,410)^T; \ GCI = 0,00285$$

Respecto a los factores edáficos y su importancia en el contexto del potencial de desnitrificación, la Tabla IV-10 a continuación presenta los vectores individuales de los 10 encuestados. Para el cálculo del vector grupal  $w^{G2}$  se utilizaron aquellos vectores individuales que son derivados de matrices que cumplen con la condición  $GCI < 0,3147$ . El factor A<sub>5</sub> (materia orgánica) se presenta como aquel de mayor importancia relativa (49%), en tanto los factores A<sub>4</sub> y A<sub>6</sub> presentan ponderaciones de 39% y 12%, respectivamente. El patrón del vector grupal obtenido mediante RGMM exhibe una distribución similar al conseguido por EVM.

Tabla IV-10 Vectores de priorización individuales Factores edáficos - RGMM

| Factor         | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|----------------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| A <sub>4</sub> | 0,258   | 0,429 | 0,200 | 0,258 | 0,058 | 0,405 | 0,188 | 0,429 | 0,637 | 0,751 |
| A <sub>5</sub> | 0,637   | 0,429 | 0,600 | 0,637 | 0,735 | 0,481 | 0,731 | 0,429 | 0,258 | 0,178 |
| A <sub>6</sub> | 0,105   | 0,143 | 0,200 | 0,105 | 0,207 | 0,114 | 0,081 | 0,143 | 0,105 | 0,070 |
| GCI            | 0,115   | 0,000 | 0,000 | 0,115 | 0,348 | 0,087 | 0,194 | 0,000 | 0,115 | 0,087 |

$$w^{G2} = (0,388 \ 0,489 \ 0,123)^T; \ GCI = 0,00044$$

En la Tabla IV-11 a continuación se presentan los vectores individuales de priorización para los factores relativos al clima y relieve, los cuales han sido obtenidos mediante RGMM. La principal diferencia que se aprecia con respecto a los conseguidos por EVM, es que mediante RGMM se obtienen 9 matrices de juicio individuales con consistencia geométrica aceptable ( $GCI < 0,3526$ ,  $n=4$ ), a diferencia de las 8 por EVM.

Respecto al resultado final del vector de prioridad grupal  $w^{G3}$  y en comparación con el obtenido por EVM, se observa que el factor A<sub>7</sub> (precipitaciones) incrementa su ponderación

desde un 53% hasta un 57%, en desmedro de los demás factores relativos al potencial de infiltración ( $A_8$ ,  $A_9$  y  $A_{10}$ ).

Tabla IV-11 Vectores individuales de priorización factores clima y relieve - RGMM

| Factor   | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|----------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|          | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| $A_7$    | 0,625   | 0,558 | 0,632 | 0,585 | 0,601 | 0,238 | 0,517 | 0,480 | 0,558 | 0,632 |
| $A_8$    | 0,061   | 0,249 | 0,062 | 0,065 | 0,158 | 0,066 | 0,274 | 0,122 | 0,096 | 0,062 |
| $A_9$    | 0,199   | 0,096 | 0,153 | 0,212 | 0,180 | 0,631 | 0,158 | 0,122 | 0,096 | 0,153 |
| $A_{10}$ | 0,115   | 0,096 | 0,153 | 0,139 | 0,061 | 0,066 | 0,050 | 0,277 | 0,249 | 0,153 |
| GCI      | 0,298   | 0,058 | 0,097 | 0,370 | 0,338 | 0,270 | 0,298 | 0,201 | 0,058 | 0,097 |

$$w^{G3} = (0,572 \ 0,119 \ 0,182 \ 0,127)^T ; GCI = 0,0106$$

Por último, la Tabla IV-12 presenta los vectores individuales de ponderación de las capas de sistemas y su vector grupal de ponderación  $w^{G4}$ , obtenidos mediante RGMM. Todas las matrices de juicios individuales han obtenido una consistencia geométrica aceptable. La principal diferencia con respecto a EVM, es que al considerar la totalidad de las matrices individuales, y también el efecto de la media geométrica entre una situación pesimista y optimista, se modifica el orden de importancia del vector grupal. La capa de factores hidrogeológicos ( $B_1$ ) se transforma en la más importante, con un 39% de la ponderación, en tanto la capa relativa a las cargas de nitrógeno ( $B_4$ ), pasa a un segundo lugar con un 37% de la ponderación global. Las capas  $B_2$  y  $B_3$  mantienen el orden obtenido por EVM.

Tabla IV-12 Vectores de priorización individuales de las capas del sistema - RGMM

| Factor | Experto |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|--------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|        | 1       | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    |
| $B_1$  | 0,408   | 0,201 | 0,490 | 0,533 | 0,341 | 0,460 | 0,229 | 0,370 | 0,424 | 0,327 |
| $B_2$  | 0,058   | 0,078 | 0,118 | 0,112 | 0,073 | 0,101 | 0,082 | 0,051 | 0,143 | 0,090 |
| $B_3$  | 0,125   | 0,201 | 0,189 | 0,136 | 0,082 | 0,058 | 0,108 | 0,382 | 0,188 | 0,078 |
| $B_4$  | 0,408   | 0,520 | 0,204 | 0,219 | 0,504 | 0,380 | 0,581 | 0,196 | 0,245 | 0,504 |
| GCI    | 0,076   | 0,058 | 0,014 | 0,230 | 0,237 | 0,287 | 0,169 | 0,064 | 0,108 | 0,038 |

$$w^{G4} = (0,390 \ 0,093 \ 0,144 \ 0,373)^T ; GCI = 0,0156$$

### IV.3.3.3 Definición de los vectores de priorización grupales

Los vectores grupales de priorización obtenidos mediante RGMM consideran un mayor número de vectores individuales, por lo tanto representarán de mejor manera la opinión global del panel de expertos.

Por otra parte, como describen Escobar *et al.* (2004), al utilizar RGMM como método de priorización, se asegura que la matriz grupal de juicios, tenga en el “peor de los casos”, una consistencia similar a la matriz individual más inconsistente.

Por tales razones, en el modelo IVNA-LSP se utilizan los pesos obtenidos por RGMM y que se resumen en la Tabla IV-13 a continuación.

Tabla IV-13 Pesos de los factores y sistemas considerados en IVNA LSP

| Nivel A          | Pesos | Nivel B                                  | Pesos | Nivel C               |
|------------------|-------|--|-------|-----------------------|
| FH <sub>AC</sub> | 0,339 | Vulnerabilidad intrínseca<br>(GV)        | 0,390 | Vulnerabilidad global |
| FH <sub>DG</sub> | 0,251 |  |       |                       |
| FH <sub>PV</sub> | 0,410 |  |       |                       |
| FM <sub>TT</sub> | 0,388 | Potencial de<br>desnitrificación<br>(DP) | 0,093 |                       |
| FM <sub>OC</sub> | 0,489 |  |       |                       |
| FM <sub>pH</sub> | 0,123 |  |       |                       |
| FM <sub>RR</sub> | 0,572 | Potencial de infiltración<br>(IP)        | 0,144 |                       |
| FM <sub>ET</sub> | 0,119 |  |       |                       |
| FM <sub>SR</sub> | 0,182 |  |       |                       |
| FM <sub>FA</sub> | 0,127 |  |       |                       |
| FM <sub>LC</sub> | 1,000 | Carga de nitrógeno (NS)                  | 0,373 |                       |

#### IV.3.4 Evaluación de la independencia estadística de los factores de IVNA-LSP

A través de la selección de los 11 factores de IVNA-LSP se ha pretendido alcanzar un nivel de representación adecuado de la configuración del territorio. Este grupo de factores permite situarse en un grado intermedio de complejidad, entre una excesiva simplificación de la problemática y un número demasiado grande de factores que dificulte su adquisición.

En el desarrollo de la sección III.2 se demostró que el «set de factores» cumple con las condiciones recomendadas por Malczewski (1999), para su uso en un modelo de EMC, es decir: i) *comprendible*, donde la relación que tiene un factor con el problema debe ser clara, al igual que la proporcionalidad de su efecto; ii) *medurable*, donde los niveles que adquiere un factor deben ser cuantificables o asignables a un nivel de preferencia; iii) *divisible*, donde el objetivo de IVNA-LSP se ha descompuesto en 4 capas de sistemas, que representan la vulnerabilidad intrínseca, potencial de desnitrificación, de infiltración y las cargas de nitrógeno.

Otra condición adicional que también deber ser corroborada es la “**no redundancia**”, condición que evita la sobrevaloración o duplicación de los efectos de un factor.

En el presente apartado se realiza la verificación de la independencia estadística de los factores de IVNA LSP. La prueba se basa en el cálculo de los coeficientes de correlación ( $r_{ij}$ ) o también llamados «coeficientes de correlación de Pearson,  $r$ », los cuales definen el grado de relación lineal que existe entre dos variables, y además pueden ser utilizados como indicadores de “no redundancia” (Wang *et al.*, 2009). Los coeficientes de correlación se obtienen según [IV-20] a continuación.

$$r_{ij} = \frac{Cov(C_i, C_j)}{S_{Ci} * S_{Cj}} \quad 0 \leq r_{ij} \leq 1 \quad [IV-20]$$

Donde:

$Cov(C_i, C_j)$  es la covarianza de  $C_i$  y  $C_j$

$S_{Ci}$ ,  $S_{Cj}$  son las desviaciones estándar de  $C_i$  y  $C_j$

La Tabla IV-14 a continuación presenta los valores de « $r$ » para cada par factores de IVNA-LSP. Estos han sido obtenidos a través del módulo *Spatial Analyst* de ArcGis, que permite su cálculo a partir de capas de información de tipo ráster.



El coeficiente  $r$  de Pearson oscila en el intervalo  $[0,1]$ . En la medida que el valor sea próximo a 1, indicará un mayor grado de correlación. Sin embargo, cuando la correlación adquiere valores intermedios, su interpretación no es clara. Por ejemplo, el valor del coeficiente  $r$  para los factores  $FM_{ET}$  y  $FM_{RR}$  es de 0,63 (valor más alto de la matriz de correlaciones), en tal caso no es posible establecer un juicio incuestionable acerca de independencia estadística entre ambos factores.

*Tabla IV-14 Coeficientes  $r$  de Pearson de los factores IVNA LSP*

|                  | FH <sub>AC</sub> | FH <sub>DG</sub> | FH <sub>PV</sub> | FM <sub>TT</sub> | FM <sub>OC</sub> | FM <sub>pH</sub> | FM <sub>RR</sub> | FM <sub>ET</sub> | FM <sub>SR</sub> | FM <sub>FA</sub> | FM <sub>LC</sub> |
|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| FH <sub>AC</sub> | 1,000            | 0,173            | 0,266            | 0,028            | -0,171           | 0,186            | 0,239            | 0,218            | -0,167           | 0,322            | -0,125           |
| FH <sub>DG</sub> | 0,173            | 1,000            | 0,534            | -0,021           | -0,143           | 0,028            | 0,113            | 0,095            | -0,066           | 0,020            | -0,035           |
| FH <sub>PV</sub> | 0,266            | 0,534            | 1,000            | 0,079            | -0,053           | 0,090            | -0,037           | 0,091            | 0,063            | 0,041            | 0,019            |
| FM <sub>TT</sub> | 0,028            | -0,021           | 0,079            | 1,000            | 0,255            | 0,023            | -0,162           | -0,034           | 0,113            | 0,051            | 0,093            |
| FM <sub>OC</sub> | -0,171           | -0,143           | -0,053           | 0,255            | 1,000            | -0,331           | -0,450           | -0,314           | 0,355            | 0,038            | 0,357            |
| FM <sub>pH</sub> | 0,186            | 0,028            | 0,090            | 0,023            | -0,331           | 1,000            | 0,336            | 0,290            | -0,257           | -0,070           | -0,201           |
| FM <sub>RR</sub> | 0,239            | 0,113            | -0,037           | -0,162           | -0,450           | 0,336            | 1,000            | <b>0,630</b>     | -0,597           | -0,007           | -0,410           |
| FM <sub>ET</sub> | 0,218            | 0,095            | 0,091            | -0,034           | -0,314           | 0,290            | <b>0,630</b>     | 1,000            | -0,519           | 0,000            | -0,365           |
| FM <sub>SR</sub> | -0,167           | -0,066           | 0,063            | 0,113            | 0,355            | -0,257           | -0,597           | -0,519           | 1,000            | 0,069            | 0,606            |
| FM <sub>FA</sub> | 0,322            | 0,020            | 0,041            | 0,051            | 0,038            | -0,070           | -0,007           | 0,000            | 0,069            | 1,000            | 0,067            |
| FM <sub>LC</sub> | -0,125           | -0,035           | 0,019            | 0,093            | 0,357            | -0,201           | -0,410           | -0,365           | 0,606            | 0,067            | 1,000            |

Ante tal situación, resulta más útil el análisis de la proporción de variabilidad compartida o explicada, es decir, el coeficiente de determinación ( $r^2$ ).

En nuestro caso, si  $r(FM_{ET}, FM_{RR}) = 0,63$ , entonces  $r^2 = 0,4$  es la proporción de la varianza compartida entre ambos factores, y puede interpretarse como que un 40% de la variación de  $FM_{ET}$  puede explicarse por variaciones de  $FM_{RR}$ , o de manera equivalente, que el 60% de las variaciones de  $FM_{ET}$  no pueden ser explicadas por  $FM_{RR}$ , bajo el supuesto de una relación lineal.

En resumen, la Tabla IV-14 señala que no existe ningún par de factores con un coeficiente  $r > 0,65$ ; valor límite que indicaría correlación entre variables (Yurdakul y İÇ, 2009), demostrándose la independencia estadística de los factores de IVNA-LSP.

#### IV.3.5 Creación del árbol de atributos – IVNA-LSP

De manera formal, la creación del árbol de atributos es la primera etapa de la técnica LSP para la formalización de un modelo de EMC.

Anteriormente en la sección IV.3.2.1, como un requisito para el desarrollo de las encuestas AHP, se realizó la descomposición de la «vulnerabilidad» del territorio en cuatro componentes principales: vulnerabilidad intrínseca (GV), potencial de desnitrificación (DP), potencial de infiltración (IP) y cargas de nitrógeno (NS). El árbol de atributos de IVNA-LSP aquí presentado, tiene la misma configuración que la exhibida en dicha sección (Tabla IV-2), a excepción del tercer grupo (IP), al que se ha realizado una subdivisión adicional en los subgrupos clima y relieve.

Un aspecto fundamental de esta etapa, y que diferencia a LSP de otras técnicas de EMC, es la designación de las condiciones lógicas entre criterios. Aquí se establecen aquellos factores que son «**obligatorios**», es decir, los cuales al no estar presentes, originarían un nivel nulo de idoneidad. Por ejemplo, en IVNA LSP la existencia de fuentes de nitrógeno se considera obligatoria para que se genere un riesgo de contaminación y la consiguiente vulnerabilidad del territorio.

Por otra parte, LSP permite definir aquellos factores que son «**no obligatorios**» o deseables. El factor  $FM_{pH}$  relativo al potencial de desnitrificación (DP), tiene un carácter «no obligatorio»; es decir, si el pH de un determinado territorio tiene una pertenencia baja, esta se verá reflejada en DP, siempre y cuando sus factores obligatorios  $FM_{TT}$  y  $FM_{OC}$  presenten valores bajos de vulnerabilidad.

La designación de «obligatoriedad» y «no obligatoriedad» es el nivel de ajuste lógico más simple de LSP, y uno de los objetivos de esta primera etapa. Las condiciones lógicas de mayor complejidad, como el ajuste del grado de simultaneidad o la conjunción de factores deseables y obligatorios a través de operadores CPA, se explican en la tercera etapa referida a la estructura de agregación (sección IV.3.7).

La Tabla IV-15 a continuación presenta el árbol de atributos de IVNA-LSP y el detalle de los criterios que son considerados como obligatorios «+», y aquellos no obligatorios «-» en el contexto de la vulnerabilidad.

Tabla IV-15 Árbol de atributos de IVNA-LSP

| Criterio                        | id               | Obligatoriedad |
|---------------------------------|------------------|----------------|
| 1. Vulnerabilidad intrínseca    | GV               | <b>(+)</b>     |
| 1.1. Tipología acuífero         | FH <sub>AC</sub> | (+)            |
| 1.2. Profundidad tabla de agua  | FH <sub>DG</sub> | (-)            |
| 1.3. Permeabilidad ZNS          | FH <sub>PV</sub> | (+)            |
| 2. Potencial desnitrificación   | DP               | <b>(-)</b>     |
| 2.1. Textura topsoil            | FM <sub>TT</sub> | (+)            |
| 2.2. Contenido carbono orgánico | FM <sub>OC</sub> | (+)            |
| 2.3. pH                         | FM <sub>pH</sub> | (-)            |
| 3. Potencial de infiltración    | IP               | <b>(-)</b>     |
| 3.1. Clima                      | C                | (+)            |
| 3.1.1. Precipitaciones          | FM <sub>RR</sub> | (+)            |
| 3.1.2. Evapotranspiración       | FM <sub>ET</sub> | (-)            |
| 3.2. Relieve                    | R                | (-)            |
| 3.2.1. Pendientes               | FM <sub>SR</sub> | (+)            |
| 3.2.2. Flujo acumulación        | FM <sub>FA</sub> | (-)            |
| 4. Carga de nitrógeno           | NS               | <b>(+)</b>     |
| 4.1. Uso de suelo               | FM <sub>LC</sub> | (+)            |

#### IV.3.6 Definición de los criterios elementales – modelo paramétrico IVNA-LSP

Esta sección responde al segundo paso metodológico de LSP, donde se presentan las distintas funciones seleccionadas para la estandarización/fuzzificación de los datasets, y la serie de layers (coberturas ráster) que ingresan al modelo.

La Figura IV-7 a continuación muestra las funciones de transformación seleccionadas para los factores de IVNA-LSP. A los tres factores relacionados con la vulnerabilidad intrínseca, es decir, FH<sub>AC</sub>, FH<sub>DG</sub> y FH<sub>PV</sub>, se han aplicado funciones escalonadas discontinuas. Para el resto de factores se han utilizado las funciones fuzzy que incorpora el software ArcGis 10.1.

La Figura IV-8 muestra el set de coberturas que ingresan al modelo, todas ellas en un mismo intervalo de comparación [0,1]. Las celdas que adquieren valores más cercanos a 1 representan aquellas con un mayor nivel de vulnerabilidad. La representación gráfica de estos archivos ráster se ha transformado a escala de grises para facilitar su comparación por parte de un observador externo.

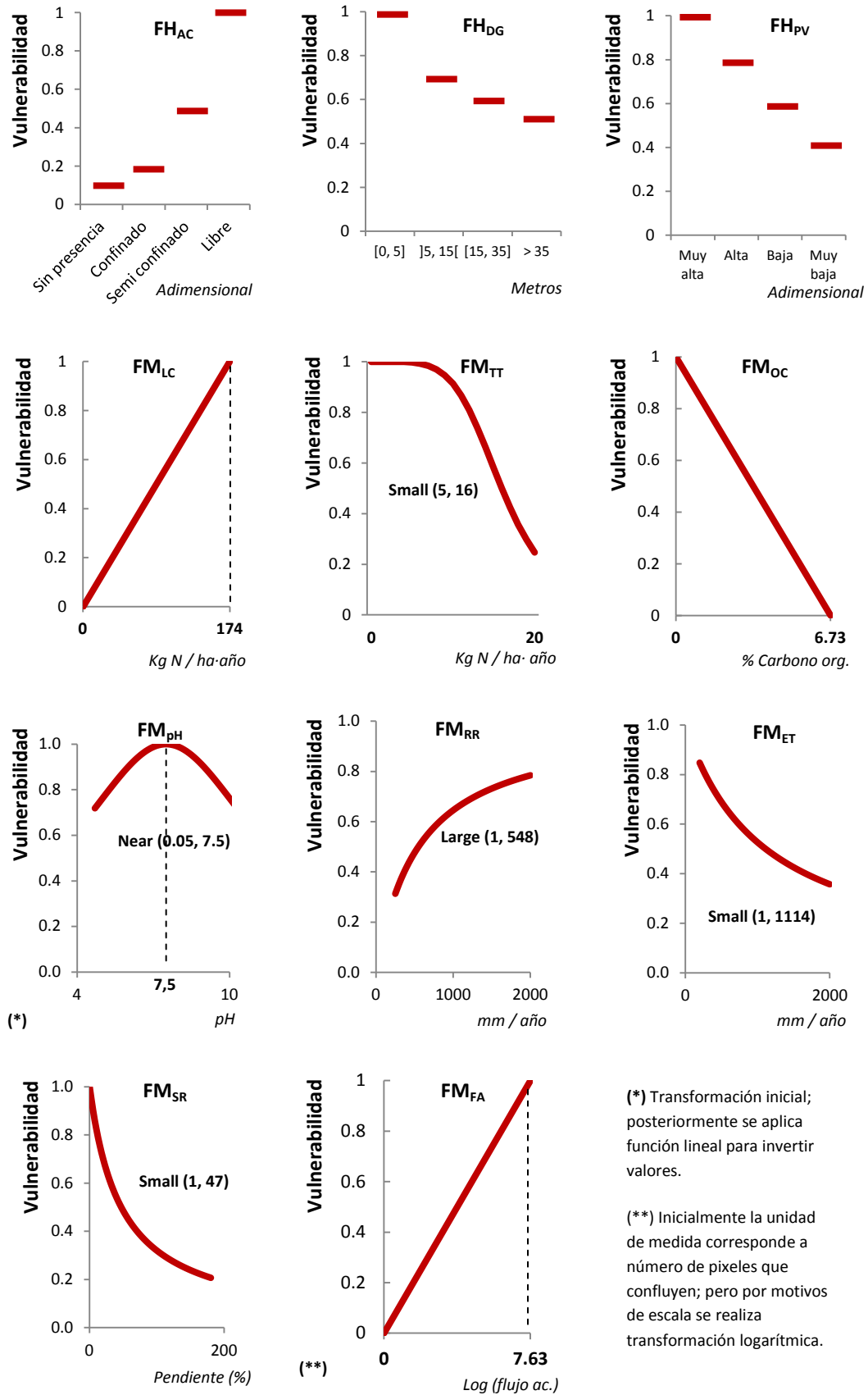


Figura IV-7 Funciones de transformación para la definición de los factores de IVNA-LSP

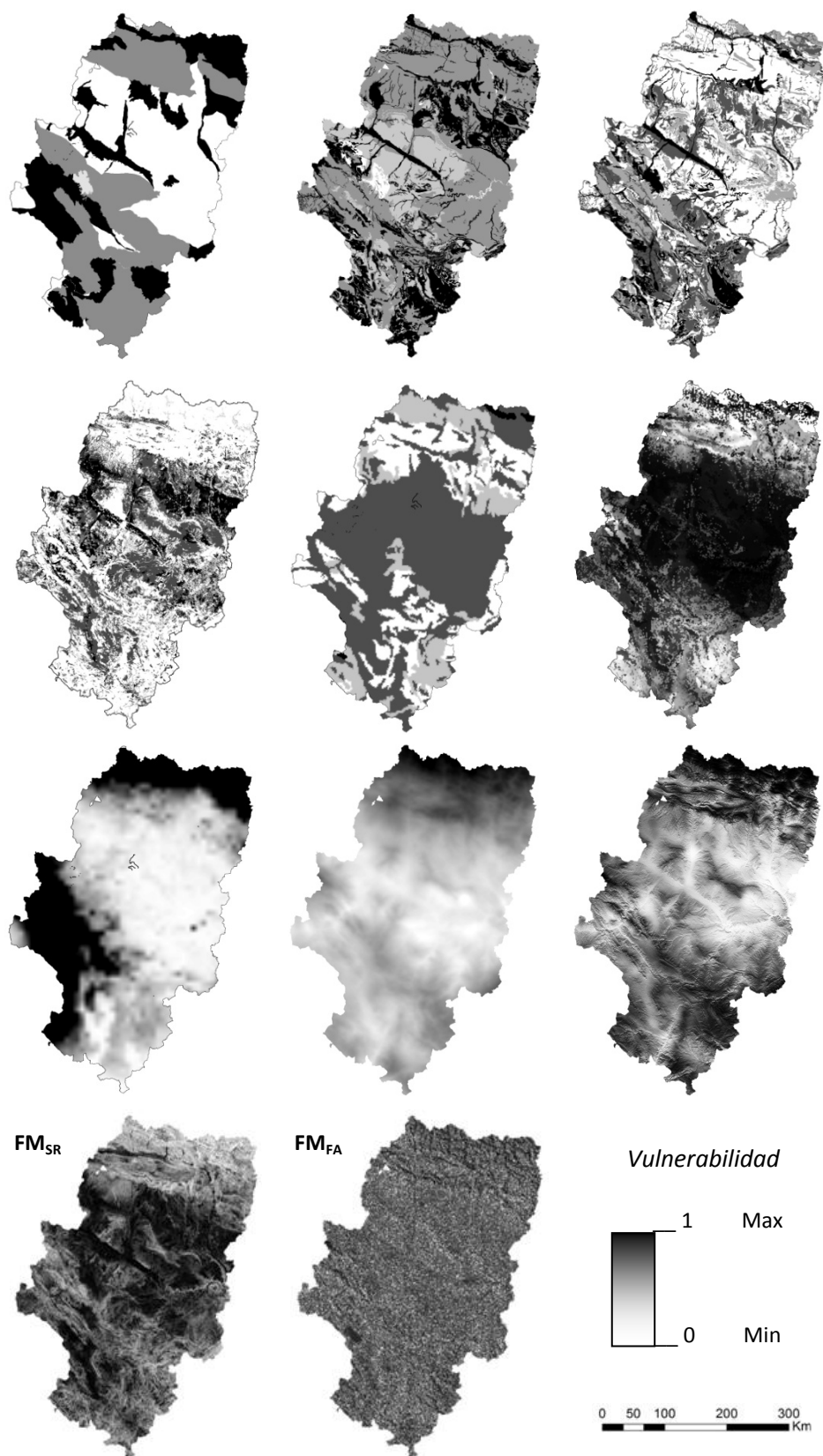


Figura IV-8 Mapas de criterios elementales de IVNA-LSP

### IV.3.7 Creación de la estructura de agregación de IVNA-LSP

El tercer paso de LSP es la organización de los distintos factores en una estructura lógica de agregación. Para dicha labor se seleccionó la forma canónica de agregación (CAS) denominada: **Agregación obligatoria/opcional**. La elección de este tipo de CAS se basa en la recomendación de Dujmović y Tré (2011) para el tratamiento de un número reducido de inputs con carácter obligatorio y deseable. La Figura IV-9 presenta la estructura definitiva del modelo paramétrico IVNA-LSP.

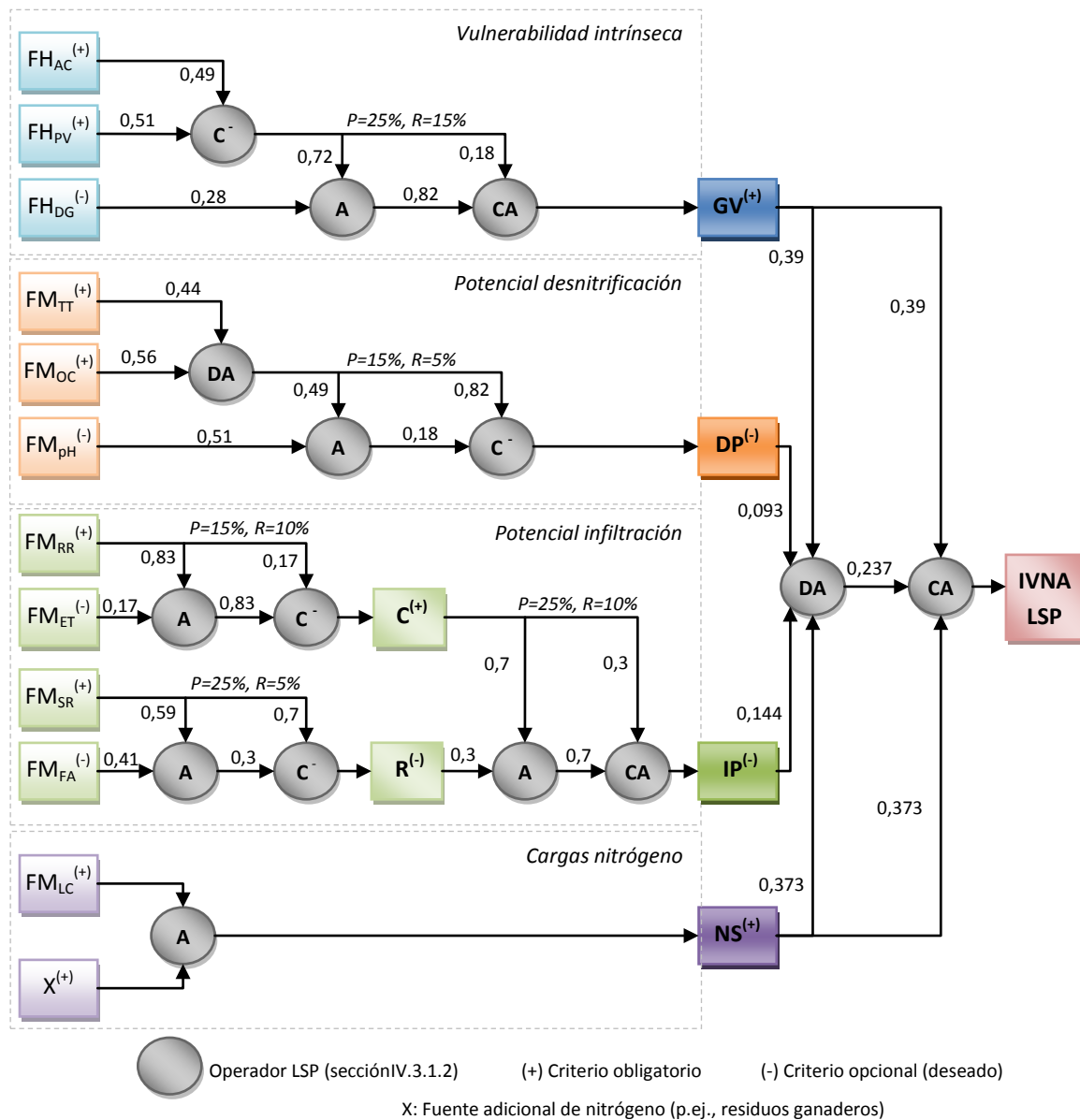


Figura IV-9 Estructura de agregación LSP del modelo paramétrico

Para el cálculo de todas las operaciones del modelo se utilizó [IV-10]. Los valores del parámetro  $r$  corresponden a los distintos niveles de *Andness/Orness* que adquieren los operadores LSP, según detalle de la Figura IV-3.

En primer lugar, los factores relativos a la vulnerabilidad intrínseca (GV) han sido agregados mediante la secuencia del operador  $C^-$ , que modela una relación de conjunción parcial débil entre  $FH_{AC}$  y  $FH_{PV}$ ; y posteriormente, el resultado de dicha operación ingresa en un operador compuesto CPA, que intenta establecer la relación de obligatoriedad y opcionalidad que existe con  $FH_{DG}$ . Los pesos de los factores han sido obtenidos mediante la modificación de los inicialmente estimados mediante las encuestas AHP (Tabla IV-13), dicha modificación mantiene la proporcionalidad de cada uno de ellos. El operador CPA (formado por A y CA) establece una penalización (P) de 25% y una recompensa (R) de 15%, en el caso de que el factor opcional ( $FH_{DG}$ ) presente un valor de vulnerabilidad menor o mayor, respectivamente, que el obtenido de la conjunción de los factores obligatorios ( $FH_{AC}$  y  $FH_{PV}$ ).

En el segundo bloque del modelo (DP) se establece la reemplazabilidad parcial media que existe entre los factores  $FM_{TT}$  y  $FM_{OC}$ , donde un valor bajo de pertenencia en cualquiera de estos factores, genera un resultado de baja vulnerabilidad dentro del ámbito del potencial de desnitrificación. Acto seguido, el resultado ingresa en el operador compuesto CPA (A y C), donde  $FM_{pH}$  actúa como un factor deseable, con  $P=15\%$  y  $R=5\%$ . Los valores de los pesos del operador CPA se han obtenido de las tablas presentadas en: *"Partial absorption Function"* (Dujmovic, 1979).

El tercer bloque, referido al potencial de infiltración (IP), se forma a partir de dos operadores CPA complementarios, uno para el subgrupo "Clima" (C) y otro para el subgrupo "Relieve" (R). Los factores  $FM_{RR}$  y  $FM_{SR}$  se declaran como obligatorios en cada uno de sus subgrupos. La satisfacción parcial de  $FM_{ET}$  y  $FM_{FA}$  se recompensa con un 10% y 5%, cada una dentro de su ámbito de influencia. Finalmente, el valor de IP se obtiene a partir del operador CPA que combina la obligatoriedad de C y el efecto moderador (deseable) del relieve, con una penalización de 25% y una recompensa de 10%.

El último bloque (NS), representa el grado de neutralidad que existe entre las fuentes de nitrógeno de origen agropecuario, y su obligatoriedad conjunta en la vulnerabilidad global. El factor «X» puede representar cualquier otra fuente de nitrógeno, p.ej., residuos ganaderos.

Para finalizar, a partir de un agregador (CPL), compuesto por una relación de reemplazabilidad parcial media (DA) y simultaneidad parcial media (CA), se obtiene la agregación de dos criterios opcionales (DP y IP) y dos criterios obligatorios (GV y NS). Los pesos de cada uno de los criterios se obtuvieron mediante las encuestas AHP, según detalle de la sección IV.3.3 y cuyos resultados pueden ser consultados en la Tabla IV-13.

#### IV.3.8 Resultado final del mapa de idoneidad

El resultado final del modelo paramétrico IVNA-LSP, donde una serie de agregadores LSP han sido implementados a través de WPM para combinar matemáticamente los criterios elementales, se muestra en la Figura IV-10 a continuación.

Este «LSP-map» representa el grado de vulnerabilidad del territorio de Aragón ante la contaminación de nitratos de origen agrario. La escala de vulnerabilidad se ha dividido en 5 clases de igual intervalo, que van desde “muy baja” (tonalidades azules), hasta “muy alta” (tonalidades rojas).

Mayores detalles respecto al alcance de este resultado son abordados en la sección IV.5. Validación de los resultados.

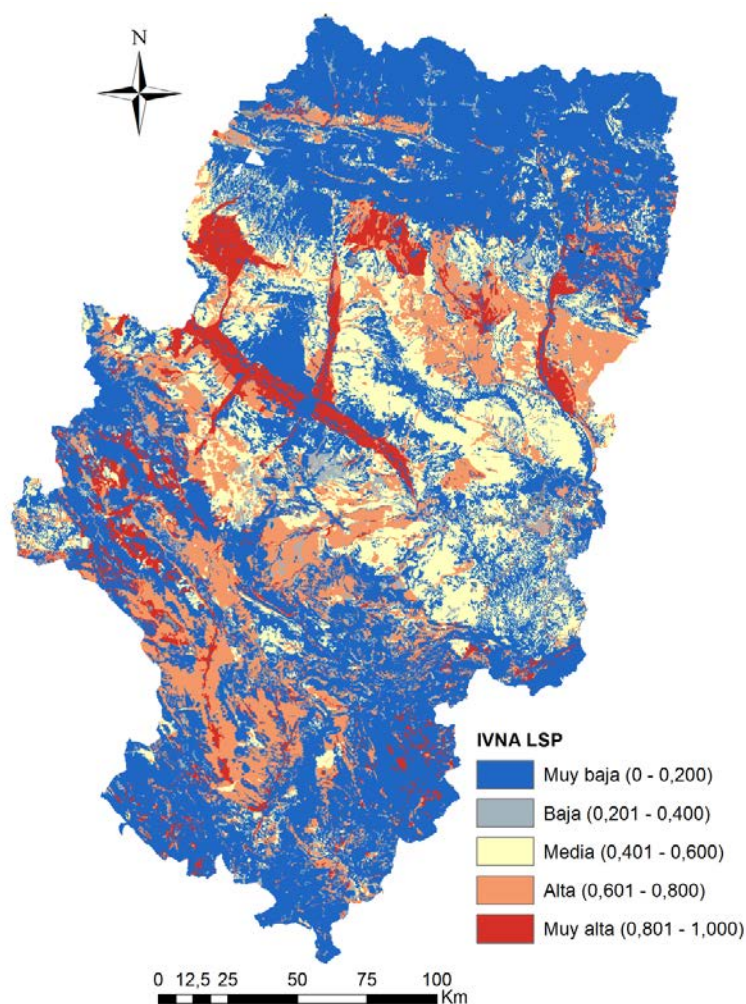


Figura IV-10 Mapa vulnerabilidad de la Comunidad Autónoma de Aragón – IVNA LSP



#### IV.4 ANALISIS DE SENSIBILIDAD

Al igual que cualquier otro modelo matemático, los modelos de EMC deben ser sometidos a un análisis de sensibilidad (Malczewski, 1999), más aún considerando sus importantes fuentes de error y subjetividad. En particular, en los modelos de EMC relativos a estudios ambientales, donde el resultado, generalmente, es una herramienta de ordenación y/o restricción de actividades, el AS desempeña un papel fundamental en su validación (Pomerol y Barba-Romero, 2000, Crosetto y Tarantola, 2001).

En el presente apartado de esta tesis, se desarrolla el AS del modelo paramétrico IVNA-LSP a través de un enfoque estocástico. Para llevar a cabo tal labor se han seleccionado dos técnicas de análisis de sensibilidad global (GSA) complementarias: i) SRRC y ii) E-FAST, donde a partir de una muestra aleatoria de datos (Monte Carlo), se determina su efecto global sobre la salida del modelo.

Debido a que la relación entre la mayoría de los factores de IVNA-LSP no tiene un comportamiento lineal, pero si monótono; SRRC se utiliza para determinar la influencia que tienen los datos de entrada, disminuyendo al mismo tiempo la subjetividad relativa a la escala de asignación de aquellos factores con FDP discreta.

De manera complementaria, se aplica al método se E-FAST. El motivo de su elección se basa en que permite considerar el efecto de la interacción entre factores y determinar su propagación sobre la varianza total del modelo; acción considerada esencial en el modelo IVNA-LSP, dada su configuración de cálculo secuencial a través de capas anidadas.

El AS se efectúa acorde a las etapas descritas por Hamby (1994): i) definición del modelo, ii) determinación de las FDP de los factores, iii) generación de la matriz de datos de entrada (input), iv) generación del vector de salidas (output), y v) evaluación de las relaciones entre inputs y outputs.

El análisis de sensibilidad de IVNA-LSP comienza en la etapa ii), ya que la primera etapa ha sido ejecutada de manera previa, en la sección IV.3.7.

#### IV.4.1 Determinación de las FDP empíricas de los factores de entrada de IVNA-LSP

Para determinar las distribuciones de probabilidades empíricas de cada uno de los factores considerados, se han utilizado las herramientas del software ArcGis 10.1 para generar una muestra de datos aleatorios (2000 puntos), y las del software Minitab 16.0, para encontrar una distribución teórica que nos ayude a explicar el comportamiento de cada factor.

En primer lugar, a través del modulo *Spatial analyst* de ArcGis se creó una muestra aleatoria de 2000 puntos, que se materializa en un archivo vectorial (Random\_2000.shp). Acto seguido, se procedió a realizar una intersección espacial entre dicha cobertura y los mapas de criterios elementales de IVNA-LSP (Figura IV-8), extrayendo los valores de intersección de las superficies ráster (criterios elementales) y adicionando esta información al archivo vectorial.

Finalmente, a partir de la cobertura Random\_2000.shp modificada, se exporta la información tabulada, para su análisis posterior en el software estadístico Minitab 16.0.

La Figura IV-11 a continuación, presenta la distribución espacial de los puntos aleatorios del archivo vectorial Random\_2000.shp, y un ejemplo de la extracción de valores de superficie en un punto de muestreo particular.

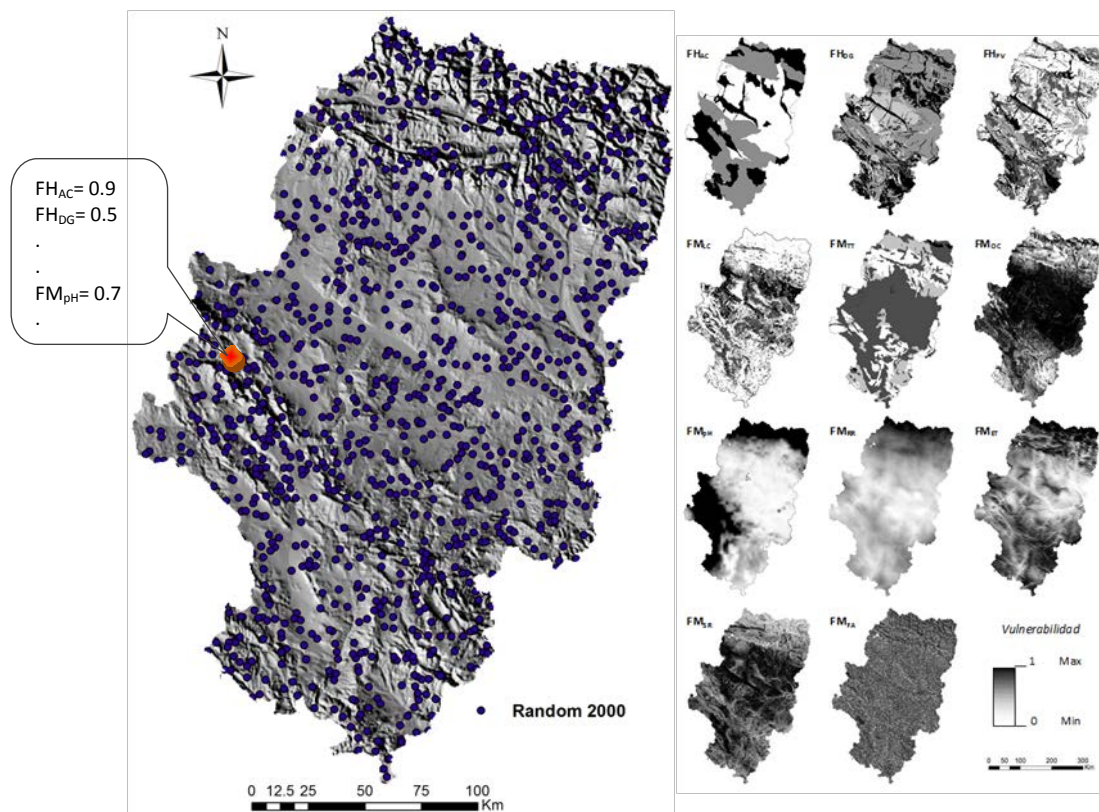


Figura IV-11 Muestra de puntos aleatorios Random\_2000.shp

A continuación, con la información tabulada de los registros de Random\_2000.shp, se procedió a analizar el comportamiento de cada uno de los factores, mediante el módulo de «confiabilidad-análisis de distribución» de Minitab 16.0.

La Tabla IV-16 presenta las distribuciones seleccionadas que mejor se ajustan a los datos extraídos.

*Tabla IV-16 Funciones de densidad de probabilidades de los factores de IVNA-LSP*

| Factor           | FDP                   | Ajuste (R) | $\mu$ | $\sigma$ |
|------------------|-----------------------|------------|-------|----------|
| FH <sub>AC</sub> | Distribución discreta | 1          | 0,517 | 0,354    |
| FH <sub>DG</sub> | Distribución discreta | 1          | 0,762 | 0,153    |
| FH <sub>PV</sub> | Distribución discreta | 1          | 0,621 | 0,223    |
| FM <sub>LC</sub> | Distribución discreta | 1          | 0,333 | 0,387    |
| FM <sub>TT</sub> | Distribución discreta | 1          | 0,472 | 0,147    |
| FM <sub>OC</sub> | Distribución normal   | 0,935      | 0,661 | 0,228    |
| FM <sub>PH</sub> | Distribución normal   | 0,904      | 0,867 | 0,077    |
| FM <sub>RR</sub> | Distribución normal   | 0,947      | 0,480 | 0,085    |
| FM <sub>ET</sub> | Distribución normal   | 0,838      | 0,503 | 0,039    |
| FM <sub>SR</sub> | Distribución normal   | 0,968      | 0,763 | 0,168    |
| FM <sub>FA</sub> | Distribución normal   | 0,913      | 0,191 | 0,058    |

#### **IV.4.2 Generación de datos de entrada aleatorios**

A partir de la caracterización de las FDP de los factores (Tabla IV-16), y utilizando las herramientas de modelización del software Simlab 2.2 (JRC, 2006), se procedió a generar una muestra aleatoria de 5000 ejecuciones mediante el método de Monte Carlo (MC), seleccionando adicionalmente las técnicas AS adoptadas, en nuestro caso: SRRC y E-FAST.

La Figura IV-12 a continuación presenta los histogramas de la muestra aleatoria generada a través de MC.

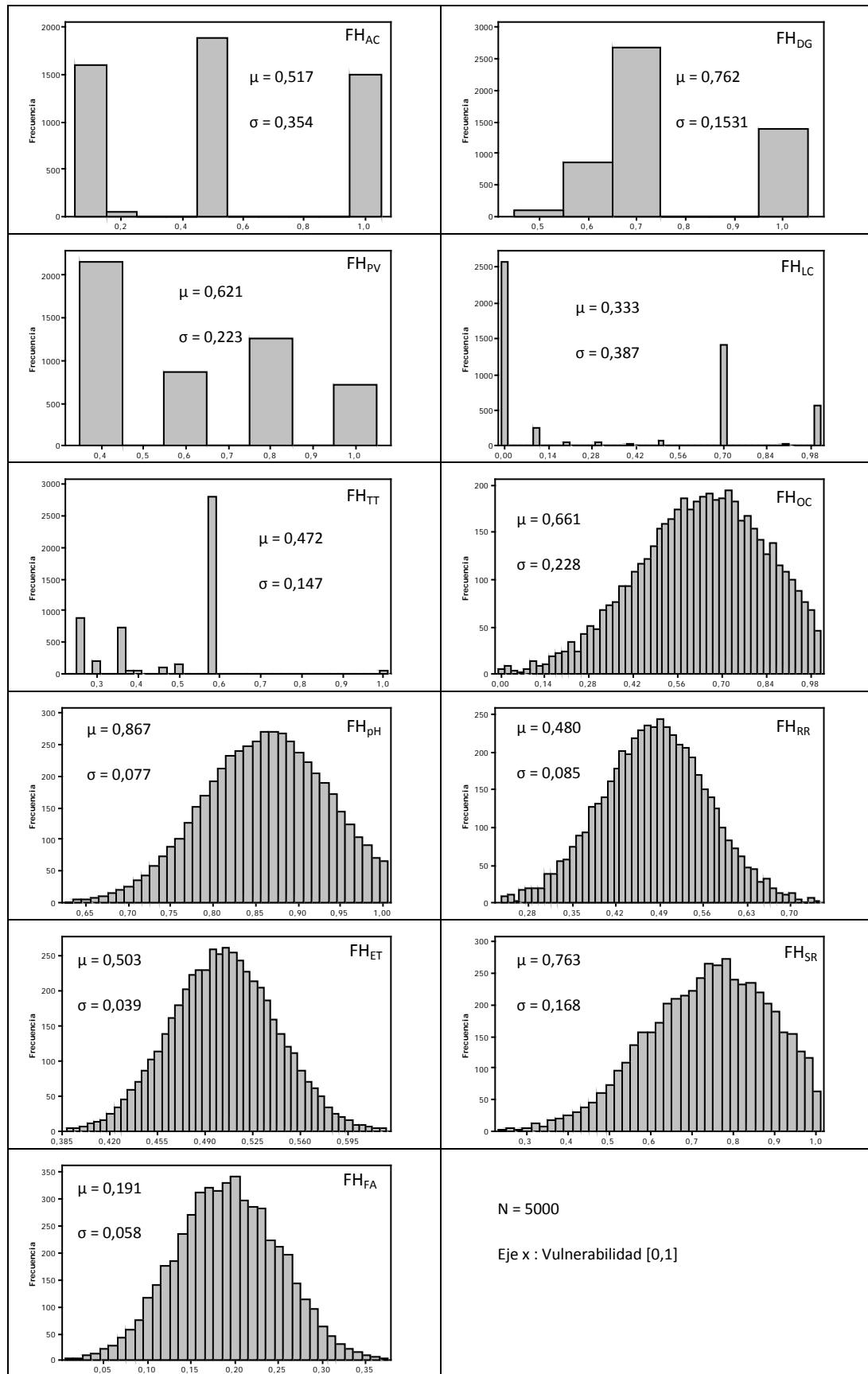


Figura IV-12 Distribuciones de probabilidades de la muestra aleatoria (MC)

#### IV.4.3 Resultados del análisis de sensibilidad de IVNA-LSP

IVNA-LSP es un modelo de EMC «determinista», es decir, invariablemente las mismas entradas (repetidas iteraciones), producirán el mismo resultado. Por lo tanto, el mapa de idoneidad (LSP-map) dependerá únicamente de los valores que adquieren los factores que ingresan al modelo y de la estructura en sí.

Respecto a las incertidumbres en los datos de entrada, se ha considerado que todas las coberturas ráster detalladas en la sección III.2, están libres de sesgos estadísticos relativos a la obtención de los datos base (medición) y en la confección de sus mapas de distribución.

Las incertidumbres provocadas por la distinta resolución espacial de los ficheros ráster, no pueden ser abordadas en esta tesis; no obstante, como uno de los objetivos de IVNA-LSP es obtener una cartografía con un nivel adecuado de diferenciación, todas las coberturas se han llevado al tamaño de pixel de máxima resolución, es decir, 25 m.

En cuanto a las incertidumbres asociadas a los pesos  $w_i$  de los factores, una práctica común es realizar el AS en función de variaciones porcentuales hipotéticas (Gómez-Delgado y Tarantola, 2006, Chen *et al.*, 2010, Plata *et al.*, 2012). En el caso de IVNA-LSP, en la sección IV.3.3 se realizó un exhaustivo análisis de la consistencia de los juicios, ante lo cual realizar simulaciones de la alteración de los pesos, no se considera pertinente.

Por lo tanto, las incertidumbres asociadas a la estructura del modelo serán abordadas de manera íntegra a través de GSA.

La Tabla IV-17 a continuación, presenta el resultado de análisis de sensibilidad global mediante SRRC. De su análisis se desprende que debido a las incertidumbres inherentes a cada factor, el que más contribuye a la incertidumbre del resultado final es  $FM_{LC}$  (uso de suelo), con casi un 43% de la incertidumbre total. Esto se explica por la configuración lógica del modelo, la cual establece que para que exista el riesgo de contaminación, la presencia de una fuente de nitrógeno (NS) es obligatoria.

En segundo lugar aparece  $FH_{AC}$  con un 25,88%, seguido en tercer lugar de  $FH_{PV}$  con un 9,833%. El punto más interesante de esta lista, es que los 5 factores de mayor importancia, serían responsables de más del 90% de la incertidumbre total del modelo.

Tabla IV-17 Resultados SRRC modelo IVNA-LSP (Montecarlo n=5000)

| Factor                 | SRCC          | %              | Ranking  |
|------------------------|---------------|----------------|----------|
| <b>FM<sub>LC</sub></b> | <b>0,6150</b> | <b>42,890%</b> | <b>1</b> |
| FH <sub>AC</sub>       | 0,3711        | 25,880%        | <b>2</b> |
| FH <sub>PV</sub>       | 0,1410        | 9,833%         | <b>3</b> |
| FM <sub>RR</sub>       | 0,0970        | 6,765%         | <b>4</b> |
| FH <sub>DG</sub>       | 0,0705        | 4,917%         | <b>5</b> |
| FM <sub>pH</sub>       | 0,0430        | 2,999%         | 6        |
| FM <sub>TT</sub>       | 0,0340        | 2,371%         | 7        |
| FM <sub>OC</sub>       | 0,0295        | 2,057%         | 8        |
| FM <sub>ET</sub>       | 0,0270        | 1,883%         | 9        |
| FM <sub>FA</sub>       | 0,0045        | 0,314%         | 10       |
| FM <sub>SR</sub>       | 0,0013        | 0,091%         | 11       |

Referente al GSA realizado mediante E-FAST, cuyos resultados se presentan en la Tabla IV-18 a continuación, se puede decir que el índice de sensibilidad de primer orden ( $S_i$ ) mantiene el ranking de importancia de SRRC, siendo FM<sub>LC</sub>, FH<sub>AC</sub>, FH<sub>PV</sub>, FM<sub>RR</sub> y FH<sub>DG</sub>, los factores más sensibles del modelo. Así se confirma, que los parámetros de mayor importancia para IVNA-LSP son también los más sensibles.

De manera complementaria, al contabilizar también el efecto de las interacciones «entre factores», se observa que el índice  $S_{Ti}$  mantiene el orden de los primeros cinco; no obstante, los otros factores ven modificado su orden de importancia. Por ejemplo, en el caso de los factores FM<sub>FA</sub> y FM<sub>SR</sub>, el índice  $S_i$  los sitúa como los parámetros con menor responsabilidad en el resultado del modelo; sin embargo, al contabilizar las interacciones con los demás factores, el  $S_{Ti}$  los ubica en el puesto 6 y 7, respectivamente. Esta modificación se debería a la configuración anidada de IVNA-LSP, donde estos factores (FM<sub>FA</sub> y FM<sub>SR</sub>) están directamente enlazados con los relativos al clima (FM<sub>RR</sub> y FM<sub>TT</sub>).

Otro efecto importante que se extrae del GSA, es que al considerar las interacciones entre factores, se produce un efecto de dilución de la incertidumbre asociada a aquellos más importantes, y un incremento en la participación de los factores menos sensibles. Por ejemplo, de manera individual, FM<sub>LC</sub> es responsable de casi el 59% de la varianza del resultado y los factores menos sensibles (FM<sub>TT</sub>, FM<sub>OC</sub>, FM<sub>ET</sub>, FM<sub>FA</sub>, FM<sub>SR</sub>) no alcanzan a un 1% de participación. Al incorporar sus interrelaciones, la participación de FM<sub>LC</sub> cae a un 49,5% en favor de aquellos

con menor importancia, superando todos ellos el 3% de participación individual sobre la varianza total del modelo.

Tabla IV-18 Índices de sensibilidad  $S_i$  y  $S_{Ti}$  de IVNA mediante E-FAST ( $n=5000$ )

| Factor                 | $S_i$ normalizado | Ranking $S_i$ | $S_{Ti}$ normalizado | Ranking $S_{Ti}$ |
|------------------------|-------------------|---------------|----------------------|------------------|
| <b>FM<sub>LC</sub></b> | 58,9%             | <b>1</b>      | 49,5%                | 1                |
| <b>FH<sub>AC</sub></b> | 14,9%             | <b>2</b>      | 12,5%                | 2                |
| <b>FH<sub>PV</sub></b> | 8,4%              | <b>3</b>      | 6,7%                 | 3                |
| <b>FM<sub>RR</sub></b> | 7,2%              | <b>4</b>      | 6,3%                 | 4                |
| <b>FH<sub>DG</sub></b> | 6,9%              | <b>5</b>      | 5,5%                 | 5                |
| FM <sub>pH</sub>       | 1,0%              | 6             | 3,5%                 | 8                |
| FM <sub>TT</sub>       | 0,7%              | 7             | 2,1%                 | 11               |
| FM <sub>OC</sub>       | 0,6%              | 8             | 3,3%                 | 9                |
| FM <sub>ET</sub>       | 0,5%              | 9             | 3,0%                 | 10               |
| FM <sub>FA</sub>       | 0,5%              | 10            | 4,0%                 | 6                |
| FM <sub>SR</sub>       | 0,4%              | 11            | 3,6%                 | 7                |

Finalmente, la Figura IV-13 a continuación, presenta de manera gráfica el índice de sensibilidad total ( $S_{Ti}$ ) de los factores más importantes y sensibles de IVNA-LSP.

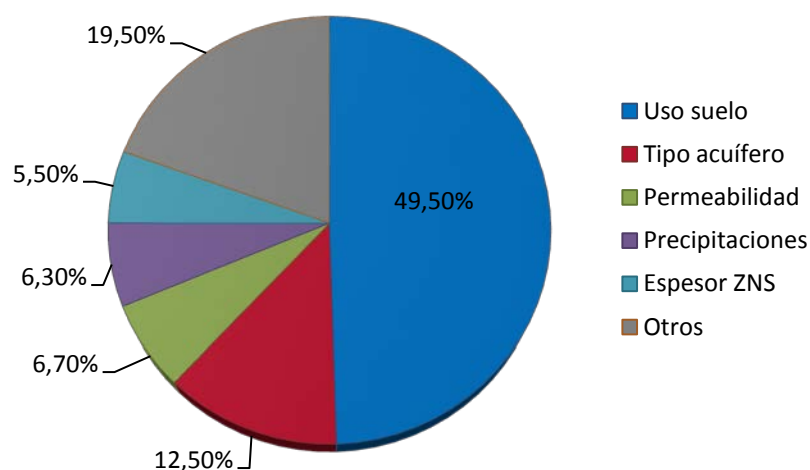


Figura IV-13 Índice de sensibilidad total ( $S_{Ti}$ ) – E-FAST, porcentaje sobre el índice de sensibilidad total normalizado (Monte Carlo  $n=5000$ )

Es claro que el factor de más importancia es el uso de suelo (FM<sub>LC</sub>), y por ello se requiere una gran rigurosidad en el tratamiento de los datos que emanan del CLC2006. En comparación al proyecto CLC precedente (año 2000), la elaboración del CLC2006 contó con

una mejor calidad de información. En el caso de Aragón, como información de referencia, se emplearon coberturas de imágenes IRS del proyecto Image2006 e imágenes SPOT5-supermode, con resoluciones espaciales de 20 m y 2,5 m, respectivamente. Al disponer de una mejor información, es posible ganar en precisión geométrica y temática, disminuyendo la incorporación de fuentes de error en el factor más sensible e importante del modelo IVNA-LSP.

Además del uso de suelo, otros cuatro factores ( $FH_{AC}$ ,  $FH_{PV}$ ,  $FM_{RR}$  y  $FH_{DG}$ ) tienen una gran influencia en las incertidumbres del modelo, por ello, la información ráster utilizada ha sido extraída de fuentes oficiales de información, e incorporada al SIG en la mayor resolución espacial disponible (ver sección III.2).

A pesar de la baja influencia que tienen el resto de factores de IVNA-LSP, se observa que en su conjunto son responsables de casi un 20% de la incertidumbre total, justificando de esta forma su inclusión en el modelo, como diferenciadores del territorio en el cual se aplica la modelización.

#### IV.5 VALIDACIÓN DE LOS RESULTADOS

La finalidad de IVNA-LSP no es la de proporcionar una estimación cuantitativa de la concentración de nitratos de los acuíferos, sino más bien entregar un mapa de riesgo potencial ante fenómenos de contaminación a escala regional; no obstante, en el presente apartado se pretende verificar si la configuración del modelo representa adecuadamente al sistema en cuestión. Para ello se desarrollan tres actividades complementarias: i) validación a través de datos observados de concentración de nitratos, ii) comparación con otros mapas de vulnerabilidad y iii) comparación con las zonas designadas como «afectadas» por la autoridad ambiental.

En primer lugar, se ha decidido utilizar una sencilla técnica de correlación estadística, método que ha sido aplicado con buenos resultados en otros estudios de vulnerabilidad, entre ellos, los desarrollados por Chowdhury *et al.* (2003) y Masetti *et al.* (2007). Esta técnica de correlación, permite evaluar la efectividad del modelo en base al número de pozos afectados y no afectados que se encuentran en zonas con distintos grados de vulnerabilidad; siendo razonable, que en la medida que se incrementa la escala de riesgo, también debería aumentar la probabilidad de encontrar pozos que sobrepasen un determinado umbral.



A partir de las observaciones de concentración de nitratos del año 2010 (ver sección II.6.1) y el umbral de concentración (15 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), se realizó una separación en dos grupos: i) pozos afectados ( $Q_A$ ) (mayor o igual al umbral) y ii) pozos no afectados ( $Q_{NA}$ ) (menor al umbral). La división en estos dos grupos se materializó en dos ficheros vectoriales en formato shape (shp).

A continuación, mediante el software ArcGis 10.1 se procedió a realizar una intersección espacial entre el mapa de vulnerabilidad de IVNA-LSP (Figura IV-10) y las coberturas vectoriales  $Q_A$  y  $Q_{NA}$ .

Finalmente, utilizando la información contenida en las tablas de atributos de los ficheros  $Q_A$  y  $Q_{NA}$ , se procedió a calcular la Probabilidad de Ocurrencia (PO) para cada una de las clases  $i$  del mapa de vulnerabilidad, a través de [IV-21], donde  $PO_i$  representa la probabilidad de encontrar un pozo afectado, es decir, que supere la concentración de 15 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en un territorio calificado dentro de la clase « $i$ » de vulnerabilidad.

$$PO_i = \frac{Q_{Ai}}{Q_{Ai} + Q_{NAi}} * 100 \quad [IV-21]$$

Donde:

$Q_{Ai}$  es el número de pozos afectados en la clase  $i$

$Q_{NAi}$  es el número de pozos no afectados en la clase  $i$

De manera paralela, igual procedimiento se realizó con el mapa de vulnerabilidad elaborado por el Gobierno de Aragón, disponible en el Sistema de Información Territorial de Aragón (SITAR). Este mapa de vulnerabilidad fue elaborado a partir de las coberturas de información hidrogeológica (FH<sub>DG</sub> y FH<sub>PV</sub>) y el criterio experto.

Adicionalmente, como una manera de evaluar las diferencias del enfoque lógico de IVNA-LSP, se realizó la ejecución de un modelo de EMC compensatorio, designado como IVNA-AHP. Este último modelo considera los mismos 11 factores de IVNA-LSP, pero los agrega mediante una combinación lineal ponderada, según [IV-3]. Para las ponderaciones de IVNA-AHP se utilizan los pesos de la Tabla IV-13.

La Figura IV-14 a continuación, resume de manera gráfica los resultados obtenidos para las cartografías del SITAR, de IVNA-AHP e IVNA-LSP, con sus correspondientes indicadores  $PO_i$ . Además, los cuadros adjuntos a cada imagen, muestran el porcentaje de superficies clasificadas dentro de cada uno de sus rangos de vulnerabilidad. El mapa del SITAR exhibe 4 clases de vulnerabilidad, desde muy baja (clase I) hasta muy alta (clase IV). Los dos mapas restantes, presentan 5 clases de vulnerabilidad, desde muy baja (clase I) hasta muy alta (clase V).

Al analizar los resultados del mapa de vulnerabilidad del Gobierno de Aragón (SITAR), se aprecia que no existe una tendencia de incremento en  $PO_i$ ; esto se debe a que no considera el efecto del uso de suelo, ni el efecto diferenciador de las variables ambientales. Aunque las  $PO_i$  de las clases III y IV pueden considerarse como aceptables, es también un hecho que esta cartografía sobreestima la vulnerabilidad del territorio, ya que existen un total de 113 observaciones «no afectadas» (total=380), que se encuentran en zonas de vulnerabilidad alta y muy alta.

Al considerar los mismos 11 factores de IVNA LSP y pesos, pero agregados en una estructura compensatoria, se obtiene una versión mejorada del mapa de vulnerabilidad, este es IVNA-AHP. Esta cartografía presenta una notable mejoría en la  $PO_i$ , con una clara tendencia creciente, demostrando que en la medida que se incrementa el rango de vulnerabilidad, también aumenta la probabilidad de acierto. No obstante, al evaluar la distribución de la superficie de Aragón por clases de vulnerabilidad, se aprecia que un 66% de su territorio se encuentra contenido en las tres categorías intermedias (baja, media y alta), esto debido al carácter compensatorio de la aplicación.

Por otra parte, IVNA-LSP también obtiene valores de  $PO_i$  elevados en las clases de vulnerabilidad Alta y Muy alta, con una marcada tendencia creciente entre clases. Su principal diferencia con IVNA-AHP, es que designa una importante proporción de la superficie de Aragón dentro de la categoría «muy baja» (54%), liberando de esta forma, una gran cantidad de territorios que el modelo compensatorio calificaba dentro de las categorías intermedias de vulnerabilidad (clases II y III).

La explicación para esta diferencia, se basa en el efecto de «filtro» que tiene IVNA-LSP, donde a través de su configuración lógica, se puede asegurar que un territorio será calificado como «muy vulnerable», siempre y cuando se cumplan de manera simultánea una serie de condiciones. Desde el punto de vista gráfico, el efecto de «filtro» se aprecia en la homogenización temática de las tonalidades de la cartografía, efecto que se hace más patente en las zonas del norte y sur de Aragón.

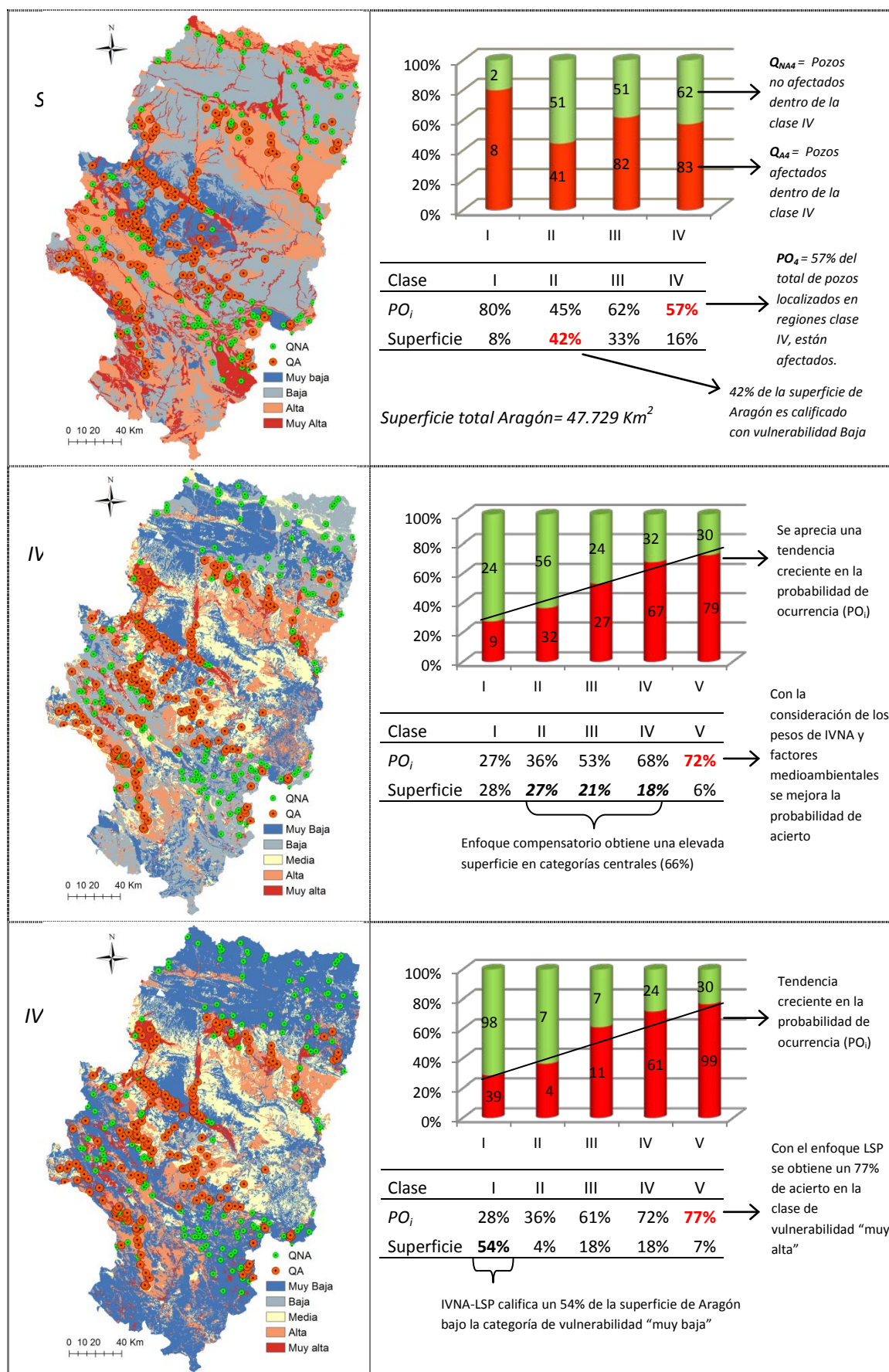


Figura IV-14 Validación y comparación de los resultados de IVNA-LSP

Finalmente, la Figura IV-15 presenta una comparación del mapa de vulnerabilidad de IVNA-LSP (mapa base), con la localización de las zonas designadas como «afectadas» (zonas resaltadas).

La imagen de la izquierda presenta las zonas afectadas por contaminación de nitratos designadas para el periodo 2004-2007 (ver sección II.5.2), también se presenta un área de zoom que cubre las zonas aluviales del Ebro, del río Gallego y las masas de agua subterránea: Saso de Bolea-Ayerbe, Hoya de Huesca y Sasos de Alcanadre (de izquierda a derecha).

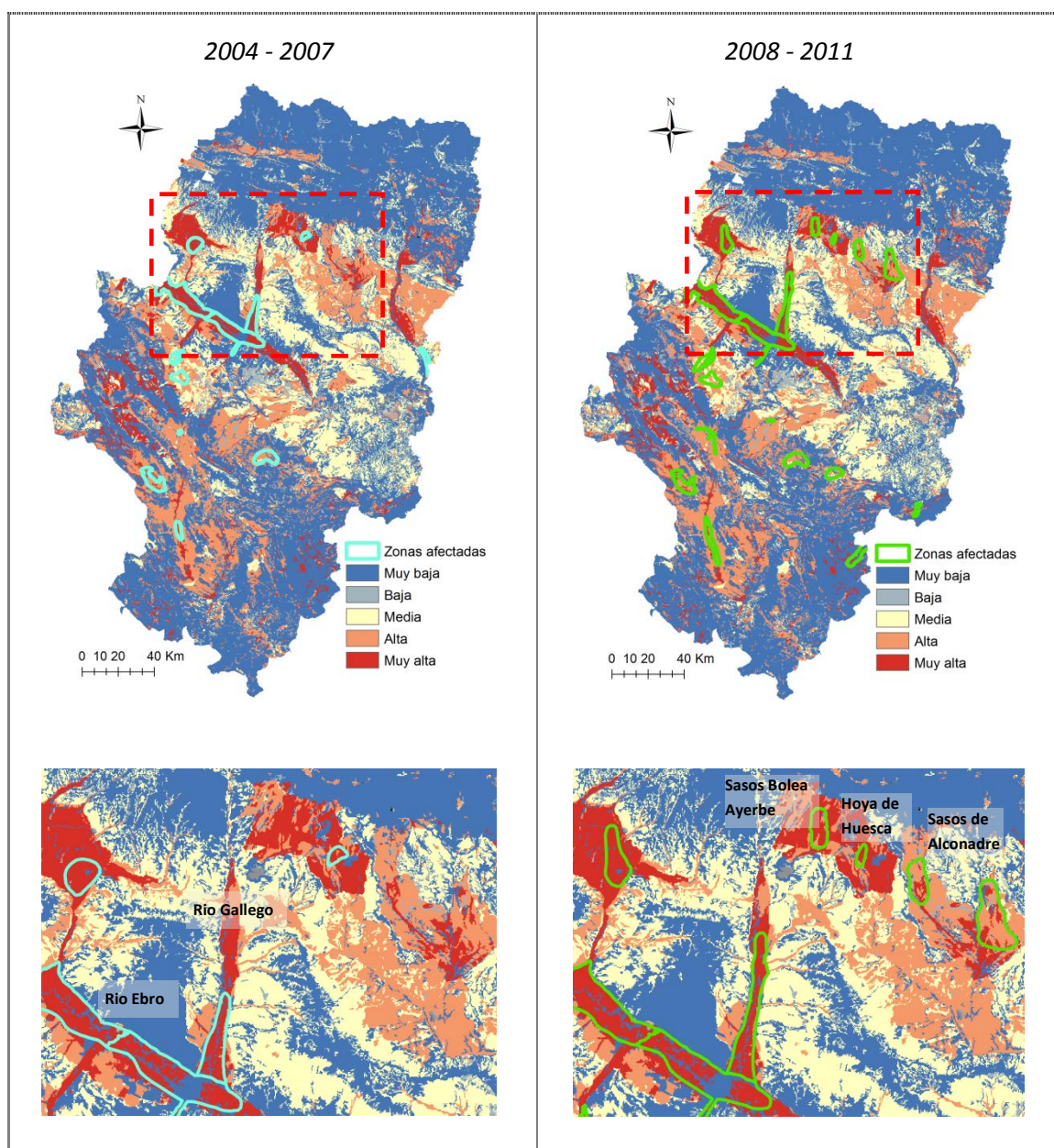


Figura IV-15 Comparación Mapa de Vulnerabilidad IVNA-LSP con las zonas afectadas

En el año 2012, el Área de Calidad de Aguas de la CHE elaboró un informe sobre la situación y evolución de la contaminación difusa de origen agrario, correspondiente al periodo 2008-2011, actualizando las zonas afectadas del periodo anterior (2004-2007), cuyo despliegue gráfico se presenta en la imagen de la derecha. El área de zoom correspondiente, deja en evidencia que en el periodo comprendido entre ambos estudios, 3 nuevas masas de agua subterránea adquirieron la categoría de «afectadas», estas son: Saso de Bolea-Ayerbe y Sasos de Alcanadre (I y II). Al realizar la contrastación con el mapa de IVNA-LSP, se aprecia que estas 3 masas de agua se encuentran dispuestas en zonas calificadas con una vulnerabilidad “Muy Alta”, validando en cierta medida el mapa IVNA-LSP propuesto.

Al evaluar el mapa de vulnerabilidad en el contexto global, se observa que la totalidad de las masas de agua subterráneas calificadas como afectadas, es decir 19 polígonos, se encuentran localizados en zonas de vulnerabilidad alta y muy alta, según los resultados del mapa IVNA-LSP.

#### **IV.6 CONCLUSIONES**

En este capítulo se han descrito los principales métodos disponibles para obtener las ponderaciones de los factores, al igual que las técnicas de evaluación multicriterio que se utilizan en la agregación de los parámetros; no obstante, la finalidad no ha sido la de realizar una revisión bibliográfica exhaustiva, sino demostrar que las técnicas seleccionadas en esta tesis, satisfacen los requerimientos de un proceso de modelización tradicional. A través de la evaluación de las consistencias de las encuestas AHP, del análisis de sensibilidad y validación de los resultados, se verifica la coherencia y robustez del modelo propuesto.

Los modelos de evaluación multicriterio son una herramienta útil para evaluar problemas multidimensionales, donde su enfoque paramétrico permite combinar información cuantitativa y/o cualitativa, además de considerar distintos niveles de preferencia por parte del decisor; sin embargo, esta naturaleza «subjettiva» hace que su validación sea una tarea al menos compleja. Asimismo, muchas de las críticas a las cuales son sometidos los modelos de EMC se centran en el carácter compensatorio de algunas configuraciones. A través de la selección de la técnica LSP para la agregación de los factores tratados en esta tesis, se intenta dar solución a esta cuestión.

Logic Scoring of Preferences se presenta como una técnica flexible y que permite representar de manera lógica los requerimientos de evaluación planteados en esta tesis. Adicionalmente, al ser una técnica relativamente nueva, donde las bases para su aplicación en modelos de EMC y elaboración de mapas de idoneidad se han sentado de manera reciente, se presenta como un desafío y una oportunidad en la búsqueda de una herramienta que determine la vulnerabilidad del territorio ante un fenómeno de contaminación.

La utilidad de cualquier modelo dependerá de la exactitud y lo fiable que sean sus estimaciones. No obstante, la imprecisión e incertidumbre son inherentes a ellos, ya que al ser abstracciones de la realidad, están por una parte sometidos a los errores por simplificación y por otra, no menos importante, a incertidumbre en sus datos de entrada.

En los modelos de EMC este panorama es aún más adverso, ya que sus errores e incertidumbres pueden provenir de diversas fuentes, entre ellas: datos de entrada, procesamiento de datos, sesgos de las encuestas AHP, estructura de agregación y de la ponderación de sus factores. Además, si a esto sumamos la complejidad de tratar con factores de distinta naturaleza, cualitativos o cuantitativos, con variaciones espaciales y temporales; esto ha llevado a que la validación de los resultados, muchas veces, no se realice con la rigurosidad que amerita.

Aunque el AS es una práctica relativamente común en el campo de la EMC, en estricto rigor, lo que se prueba con ello es la robustez del modelo y también se determinan los factores más y menos importantes en su estructura, e incluso aquellos de los cuales se podría prescindir, pero se deja de lado la verificación de su objetivo principal, es decir, el de ser representativo de un fenómeno real. Por lo tanto, otro de los desafíos de la presente tesis ha sido validar el modelo IVNA-LSP, mediante un enfoque complementario de AS y verificación de sus resultados.

Otro punto importante, es aquel relativo a la técnica de AS seleccionada. La mayoría de las coberturas geográficas utilizadas en modelos de EMC de índole medioambiental, son obtenidas a partir de modelos de interpolación espacial, donde su componente estocástica es fundamental, por ello, la técnica de AS aplicada a IVNA-LSP debía hacerse cargo de esta aleatoriedad. Por lo tanto, se seleccionaron dos técnicas de análisis de sensibilidad global (GSA) complementarias (SRRC, E-FAST).



La principal fortaleza de IVNA-LSP es que a través de su configuración lógica no compensatoria, permite tener un mayor nivel de certeza en la calificación de «zonas vulnerables» o «no vulnerables». Asimismo, su efecto de «filtro», permitiría disminuir los territorios calificados en zonas de vulnerabilidad intermedia, los cuales desde el punto de vista de la planificación, son de difícil interpretación.

El modelo IVNA-LSP entrega una valiosa herramienta para comparar distintas áreas geográficas, y jerarquizarlas en función del riesgo a fenómenos de contaminación de nitratos de origen agrario, lo que permitiría orientar a la autoridad ambiental en la identificación de zonas prioritarias de evaluación.

## **V. Determinación de las zonas óptimas para la aplicación de residuos ganaderos: Aplicación IVNA – LSP**

### **V.1 INTRODUCCIÓN**

El crecimiento demográfico, el mayor ingreso per cápita, la migración urbana y los cambios en los hábitos alimentarios han sido el sustento de la creciente demanda alimentaria de las últimas décadas a nivel mundial. Esta tendencia continuará durante los próximos años, proyectándose para el año 2050 un crecimiento de un 50% de la población mundial, con el consiguiente incremento en la necesidad de alimentos (Steinfeld *et al.*, 2006); especialmente de productos lácteos y cárnicos, que a su vez son los que generan una mayor presión sobre el medioambiente (Tukker y Jansen, 2008, Garnett, 2009).

La modificación en los patrones de consumo ha tenido un claro efecto sobre el sector pecuario, donde la ganadería ha debido adaptarse en forma y estructura, orientándose hacia la intensificación e integración de sus actividades. Esta intensificación ha implicado importantes cambios en la dinámica productiva del sector, como las enumeradas por De Haan *et al.* (1997): i) re-localización desde zonas rurales a sub-urbanas; ii) concentración de instalaciones; iii) incremento en la producción de ganado monogástrico (porcinos y aves); y iv) conformación de economías de alcance.

En España, la tendencia actual en la producción ganadera es la concentración y especialización en determinadas zonas geográficas, conformando clusters<sup>17</sup> y trasladándose

---

<sup>17</sup> Una simple definición de «clúster» sería la concentración geográfica de industrias que presentan ventajas por su co-localización



desde zonas rurales a zonas sub-urbanas, por la proximidad a sus consumidores y la complementariedad con la industria de producción de pienso y otros servicios a fines. Esta transformación no solo ha afectado a la localización, sino que también a su estructura. La producción se ha enfocado principalmente en el ganado monogástrico (aves y porcinos), debido a su rápido crecimiento, menor necesidad de espacio y mejores índices de conversión alimentaria.

La modificación de la dinámica productiva del sector ganadero, al igual que beneficios económicos, puede traer consigo impactos sobre la calidad del agua, del suelo y del aire; ya que se producen grandes cantidades de residuos en territorios con una capacidad limitada de asimilación. Dentro de estas presiones medioambientales, el fenómeno de la contaminación por nitratos se encuentra directamente ligado a las actividades del sector agropecuario; convirtiéndose su caracterización causa-efecto, en uno de los objetivos básicos de la investigación actual sobre la materia (Lake *et al.*, 2003, Nas y Berkay, 2006, Ledoux *et al.*, 2007, Ghiglieri *et al.*, 2009).

Una de las alternativas para disminuir los riesgos de contaminación por nitratos es la delimitación de zonas de protección y/o restricción, en las cuales los residuos orgánicos no deben ser aplicados al suelo. De manera complementaria también es posible definir aquellos territorios en los cuales el riesgo de contaminación es menor, tarea en la cual las cartografías de «vulnerabilidad» pueden desempeñar un importante papel.

En el presente capítulo y a partir del modelo IVNA-LSP, se determinan las zonas de Aragón que son más idóneas para la utilización de un residuo ganadero como enmienda para los cultivos.

Respecto a esta aplicación de IVNA-LSP, es importante dejar en claro que el mapa de idoneidad obtenido, se centra en el riesgo potencial de contaminación de las aguas por nitratos, considerando únicamente las zonas restringidas de protección ambiental. Otros elementos, p.ej., usos alternativos de los residuos, precios de los fertilizantes y costes de transporte, deberán ser abordados en futuros trabajos con mayor exhaustividad.

La aplicación del modelo IVNA-LSP será implementada de manera íntegra en la plataforma SIG a través del *model builder*<sup>18</sup> de ArcGis, pudiendo ser fácilmente utilizada en otras regiones de interés.

---

<sup>18</sup> Aplicación del software ArcGis que se utiliza para crear, editar y administrar modelos.

## V.2 EL SECTOR PORCINO EN ARAGÓN

El sector del ganado porcino aragonés ha experimentado un gran desarrollo en los últimos años, tal como lo demuestran sus cifras absolutas y macroeconómicas: i) en el periodo comprendido entre los años 1998 y 2010 el número de cabezas producidas se ha incrementado en un 95%, alcanzando el año 2010 a un total de 5.785.517 (DGA, 2013); ii) el sector porcino supone un 59,4% de la producción final ganadera aragonesa y más del 34% de la producción final agraria (PFA) (DGA, 2012b), valores muy superiores a la media nacional (32,2% y 11,2% respectivamente); iii) Aragón ocupa el segundo lugar en la producción nacional de cerdos de cebo, con un 22% del total, siendo solo superado por Cataluña (27%); iv) el sector porcino de manera directa generaría más de 10.000 puestos de trabajo, entre actividades de construcción, fabricación de piensos, explotación, transporte e industria agroalimentaria (DGA, 2012b).

Esta evolución se ha logrado mediante la intensificación de la actividad ganadera; donde el número de explotaciones se ha reducido prácticamente a la mitad, de 7.040 a 3.908 en el periodo 1998-2010 (DGA, 2013), y concentrándose en regiones bien definidas del territorio (Figura V-1), caso de las Comarcas de Cinco Villas, Los Monegros, Maestrazgo y Matarranya, entre otras.

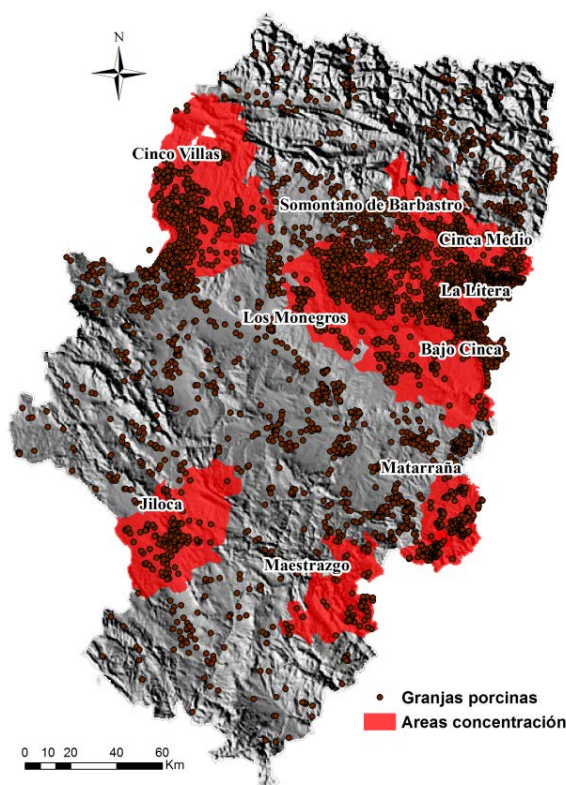


Figura V-1 Áreas de concentración de producción porcina en Aragón

Uno de los aspectos más interesantes de la intensificación ganadera y con mayor repercusión, ha sido la instauración de la modalidad productiva de «Integración». Esta nueva “figura” implica que a través de contratos entre empresarios industriales y productores ganaderos, se establece una relación contractual entre las partes, en virtud de la cual el empresario «integrador» se obliga a proporcionar los medios necesarios para la crianza del ganado (alimentación), a prestar asistencia técnica (veterinaria) y a adquirir la producción obtenida. Por la otra parte, el productor integrado (ganadero) se obliga a realizar el cuidado del ganado y a entregarle la producción en el periodo pactado.

Las empresas integradoras surgen debido a las necesidades por reducir los costes de producción y también para disminuir el riesgo por alzas en el precio de los piensos. Como antecedente se debe considerar que el coste de alimentación de una instalación de ganado porcino, representa entre un 65-70% del coste de producción total, dejando en segundo y tercer lugar a la mano de obra y los costes de explotación, con un 8% y 6% respectivamente (DGA, 2011c). En una granja «integrada», el ganadero solo será responsable de los costes de explotación y mano de obra, de lo cual se deduce que el ingreso que recibirá a cambio del servicio prestado será proporcional al coste asumido. En el caso de un cebadero, este ingreso puede oscilar en torno a los 10 € /animal (cerdo cebado) en función del índice de conversión alimenticia (ICA) de la explotación.

Esta situación ha modificado el régimen de producción de las granjas porcinas de Aragón, apreciándose un claro dominio de los contratos de integración, tanto en las instalaciones dedicadas a la reproducción (madres), como en aquellas orientadas al engorde (cebo). En las explotaciones de reproductoras, el régimen de integración alcanzó para el año 2009 al 76% de las explotaciones. En cuanto a los cebaderos, la proporción de explotaciones que funciona bajo esta modalidad alcanzaba al 86% (DGA, 2012b).

La intensificación de la ganadería porcina también ha provocado una especialización del sector, implantando el sistema de producción por fases: i) explotaciones de reproductoras, ii) explotaciones de transición y iii) explotaciones de cebo. La especialización ha aumentado el tamaño de las explotaciones en busca de una reducción de los costes de producción e incremento de los ingresos.

Producto de este panorama, Aragón se ha convertido en el segundo productor porcino a nivel nacional. Como se aprecia en la Tabla V-1 a continuación, el censo porcino en Aragón se ha incrementado en casi 3 millones de cabezas en un periodo de 12 años, aunque por otra parte, el número de explotaciones se ha visto reducido casi a la mitad.

Tabla V-1 Evolución del censo porcino de Aragón según tipología en el período 1998-2010 (DGA, 2013)

|               | 1998         |                |                  |                  | 2010         |                |                  |                  |
|---------------|--------------|----------------|------------------|------------------|--------------|----------------|------------------|------------------|
| Provincia     | Nº           | Reproducción   | Cebo             | Total            | Nº           | Reproducción   | Cebo             | Total            |
| Huesca        | 4.233        | 144.284        | 1.396.532        | 1.540.816        | 1.923        | 170.434        | 2.697.296        | 2.867.730        |
| Teruel        | 1.446        | 75.176         | 482.609          | 557.785          | 782          | 78.093         | 865.744          | 943.837          |
| Zaragoza      | 1.361        | 112.084        | 753.473          | 865.557          | 1.203        | 246.377        | 1.727.573        | 1.973.950        |
| <b>Aragón</b> | <b>7.040</b> | <b>331.544</b> | <b>2.632.614</b> | <b>2.964.158</b> | <b>3.908</b> | <b>494.904</b> | <b>5.290.613</b> | <b>5.785.517</b> |

La producción porcina aragonesa se caracteriza por una especialización en el engorde, tipología que durante el año 2010 representó el 91% del censo porcino, con casi 5,3 millones de cabezas. A nivel provincial se aprecia la clara supremacía de Huesca, que con 2,8 millones de cabezas concentra el 50% de la producción aragonesa. Sin embargo, al considerar únicamente las explotaciones destinadas a la reproducción, que incluyen aquellas destinadas a la crianza de cerdas reproductoras y verracos, se observa que en la provincia de Zaragoza se concentra el 50% de esta producción.

En resumen, las explotaciones de ganado porcino de Aragón presentan un alto grado de intensificación, donde el crecimiento económico del sector se ha sustentado en la concentración y especialización de las distintas actividades que conforman su cadena de producción, apoyándose además en los contratos de integración que permiten reducir los riesgos asociados al vaivén del mercado de piensos.

### V.3 NORMATIVA AMBIENTAL APLICABLE AL SECTOR PORCINO ARAGONÉS

Debido a la intensificación de la actividad agropecuaria y a la creciente presión que esta ejerce sobre el medioambiente, se han ido instaurando una serie de normativas medioambientales que regulan y restringen su quehacer. En los párrafos a continuación se resumen las principales legislaciones vigentes en el ámbito Europeo, Estatal y Autonómico.

#### V.3.1 Legislación Europea

**DIRECTIVA 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991**, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. El objetivo de esta Directiva es reducir la contaminación causada o provocada por los nitratos de

origen agrario, y actuar preventivamente contra nuevas contaminaciones de dicha clase. La Directiva establece que cada Estado miembro elaborará:

- ***Código de buenas prácticas agrarias***, documento que deberá contener como mínimo disposiciones relativas a: i) periodos en los cuales no es conveniente la aplicación de fertilizantes a las tierras; ii) aplicación de fertilizantes a tierras en terrenos inclinados y escarpados; iii) aplicación de fertilizantes a tierras en terrenos hidromorfos, inundados, helados o cubiertos de nieve; iv) condiciones de aplicación de fertilizantes a tierras cercanas a cursos de agua; v) capacidad y el diseño de los tanques de almacenamiento de estiércol; vi) procedimientos para la aplicación a las tierras de fertilizantes químicos y estiércol.
- ***Programa de actuación en las zonas vulnerables***; el cual deberá contener normativas específicas a cada uno de los puntos contenidos en el código de buenas prácticas agrarias. Estas normas en su conjunto evitarán que, para cada explotación o unidad ganadera, la cantidad de estiércol aplicada a la tierra no supere los **170 kg N/ ha-año**. No obstante, durante los primeros programas de acción cuatrienal, los Estados miembros podrán permitir una cantidad de estiércol que contenga hasta 210 kg N.

**DIRECTIVA 97/11/CE del consejo, de 3 de marzo de 1997**, por la que se modifica la Directiva 85/337/CEE relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente. Mediante esta Directiva se exige la declaración de impacto ambiental (DIA) en explotaciones intensivas con: i) más de 3.000 plazas de cerdos de engorde de más de 30 Kg, o ii) más de 900 plazas de cerdas de cría.

**DOCUMENTO DE ORIENTACIÓN PARA LA REALIZACIÓN DEL EPER** con arreglo al artículo 3 de la Decisión de la Comisión de 17 de julio de 2000 (2000/479/CE) relativa a la realización de un inventario europeo de emisiones contaminantes (EPER). Este documento de orientación contiene información sobre los formularios e instrucciones de notificación, incluida una interpretación de las definiciones, aspectos de calidad y gestión de los datos, referencias a los métodos de estimación de las emisiones sectoriales específicas de contaminantes. Las instalaciones ganaderas que deberán notificar sus emisiones de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> y PM<sub>10</sub> serán aquellas de cría intensiva de cerdo >2000 emplazamientos o de cerda reproductora de > 750.

**DIRECTIVA 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006**, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Su objetivo es prevenir y luchar contra la contaminación de las aguas subterráneas, entregando umbrales para evaluar su calidad. **La concentración de nitratos no debe superar los 50 mg/l.**

**DIRECTIVA 2008/120/CE del Consejo de 18 de diciembre de 2008**, relativa a las normas mínimas para la protección de los cerdos. La Directiva establece los requisitos que deberán cumplir las explotaciones en lo que dice relación con la superficie de suelo libre destinado a cada una de las tipologías productivas (lechones, cebo, verracos, madres), donde un cerdo de cebo deberá disponer al menos de 1 m<sup>2</sup>. En tanto la superficie total de suelo libre de la que deberá disponer cada cerda, o cada cerda joven después de la cubrición será al menos de 1,64 m<sup>2</sup> y 2,25 m<sup>2</sup>, respectivamente. Adicionalmente, la Directiva establece características que deberán cumplir las naves de producción en lo relativo al revestimiento del suelo y aberturas máximas del emparrillado por estado fisiológico del animal.

### V.3.2 Legislación Estatal

**REAL DECRETO 261/1996, de 16 de febrero**, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Tiene por objetivo establecer las medidas necesarias para prevenir y corregir la contaminación de las aguas, continentales y litorales, causada por los nitratos de origen agrario. Dentro de sus directrices establece que cada Comunidad Autónoma elaborará un Código de Buenas Prácticas Agrarias que los agricultores y ganaderos podrán poner en práctica de **forma voluntaria**. También instruye acerca de la necesidad de la crear “Programas de actuación” en aquellas zonas designadas como «vulnerables» ante la contaminación de nitratos.

**REAL DECRETO 324/2000 de 3 de marzo**, establece las normas básicas por las que se regula la aplicación de medidas de ordenación sanitaria y zootécnica de las explotaciones porcinas. La gestión de los estiércoles de origen porcino podrá realizarse mediante la valorización como abono órgano-mineral. En consecuencia, la explotación porcina deberá: i) disponer de balsas de estiércol cercadas e impermeabilizadas, que eviten el riesgo de filtración y contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, con un tamaño preciso que permita almacenar la producción de al menos 3 meses; ii) respetar como distancia mínima, en la distribución de estiércol sobre el terreno, la de 100 metros respecto a otras explotaciones con capacidad hasta

120 Unidades de Ganado Mayor (UGM<sup>19</sup>), y 200 metros respecto a las explotaciones >120 UGM y a los núcleos urbanos; iii) deberán acreditar que disponen de suficiente superficie agrícola para la utilización de los purines como abono órgano-mineral, donde la cantidad máxima de estiércoles y su contenido de N se deberá ajustar a un máximo de 170 kg N/ ha en las zonas vulnerables y 210 kg N/ ha en el resto de los territorios.

Adicionalmente, el Decreto establece condiciones de localización para nuevas instalaciones, donde la distancia mínima de separación será de 500 m para aquellas granjas con una capacidad inferior a 120 UGM y de 1 km para aquellas que superen dicha capacidad. Respecto a los cascos urbanos, las nuevas instalaciones deberán localizarse a una distancia mayor a 1 km.

### V.3.3 Legislación Autonómica

**DECRETO 77/1997, de 27 de mayo**, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias y se designan determinadas áreas **Zonas Vulnerables** a la contaminación de las aguas por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Mediante este Decreto se designan inicialmente dos sub-polígonos de las unidades hidrogeológicas de Gallocanta y Jalón-Huerva. También establece el código de buenas prácticas de Aragón que posteriormente fue modificado por Inclusión de un nuevo artículo en el **Decreto 226/2005**, de 8 de noviembre, del Gobierno de Aragón.

El Código no tiene carácter obligatorio, siendo más bien una recopilación de prácticas agrarias concretas que voluntariamente podrán llevar a efecto los agricultores. No obstante, una vez que la Administración designe las zonas vulnerables y establezca para las mismas los programas de acción correspondientes, las medidas contenidas en ellas serán de obligado cumplimiento. El código entrega recomendaciones generales sobre la aplicación de fertilizantes en los suelos: i) utilización racional del fertilizante, ii) características del suelo (pendientes, textura), iii) diferencias entre los distintos fertilizantes y el contenido de N (mineral, orgánico), iv) necesidades de los distintos cultivos y v) consideraciones en la protección de los cursos de agua y abastecimiento.

**DECRETO 158/1998, de 1 de septiembre**, del Gobierno de Aragón, por el que se regula la capacidad de las explotaciones porcinas. Modificado parcialmente por **DECRETO 94/2009, de**

---

<sup>19</sup> Unidad de Ganado Mayor (UGM) se utiliza como referencia de agregación entre las cabezas de distintos ganados, tomando como referencia (valor=1) al ganado bovino adulto. Un cerdo de cebo = 0,12 UGM y una reproductora = 0,25 UGM.

**26 de mayo**, del departamento de política territorial, justicia e interior del Gobierno de Aragón. El objetivo de este Decreto es regular las capacidades máximas de las instalaciones ganaderas porcinas, donde para las granjas de cebo se fijó en 6000 plazas.

**ORDEN de 11 de diciembre de 2008**, del Departamento de Agricultura y Alimentación, por la que se designan y modifican las zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de Aragón.

**ORDEN de 22 de abril de 2009**, del Departamento de Medio Ambiente, por la que se da publicidad al Acuerdo del Gobierno de Aragón de fecha 14 de abril de 2009, y se aprueba el Plan de Gestión Integral de Residuos de Aragón (2009-2015) **G.I.R.A.** El plan se aplica a todos los residuos ganaderos generados en Aragón y a los gestionados en su territorio.

El plan GIRA 2009-2015 dentro de sus objetivos específicos contempla la correcta gestión de los estiércoles y purines. El Gobierno de Aragón instrumentará mecanismos de recogida, transporte, valorización, tratamiento colectivo de estiércoles y cualquier otra medida de apoyo necesaria para prevenir la contaminación difusa del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas, generada por estiércoles. Asimismo, el Gobierno de Aragón fomentará la creación de **centros gestores de estiércoles (CGE)** para facilitar la aplicación de los mecanismos para el tratamiento colectivo y valorización de estiércoles. En zonas con excedentes se optará por dos tecnologías: i) tratamientos de depuración de estiércoles de tipo biológico, compostaje y otros que eliminen o concentren los nutrientes y ii) tratamientos de biometanización.

**ORDEN de 18 de mayo de 2009**, del Departamento de Agricultura y Alimentación, por la que se aprueba el **III Programa de Actuación** sobre las Zonas Vulnerables a la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en la Comunidad. Este programa de actuación plantea los siguientes principios básicos:

- **Aportes de fertilizantes nitrogenados:** i) adopción del Código de Buenas Prácticas Agrarias de obligado cumplimiento en las Zonas Vulnerables. ii) los aportes de N han de estar en consonancia con las necesidades de los cultivos, donde las necesidades máximas del cultivo deben cubrirse con el concurso de todas las fuentes que pueden proporcionar nitrógeno (fuentes directas e indirectas). iii) no se realizará ningún aporte de fertilizantes que contengan nitrógeno en el caso de suelos hidromorfos o en los que el suelo se encuentre encharcado, inundado, helado o con presencia de nieve en superficie. Salvo cultivo de arroz en suelos inundados. iv) en suelos con pendientes comprendidas entre el



10% y el 20% no se podrá aportar nitrógeno no orgánico. v) en suelos con pendiente superior al 20% solo se podrá aportar fertilizantes orgánicos sólidos, y siempre con un contenido de humedad inferior al 50%.

- **Sobre el uso de los estiércoles:** i) cantidad máxima de estiércol (u otros aportes orgánicos de posible uso como fertilizante) aplicable al suelo: **170 Kg N/ha-año**, aun cuando el rendimiento esperable del cultivo permitiera mayor cantidad. ii) aplicación de los estiércoles con enterrado posterior de los mismos en un plazo máximo de 24 horas. iii) en los barbechos no se puede aplicar ningún fertilizante, pero se permite adelantar los aportes de estiércoles a la salida del invierno.

El programa de actuación también establece los límites de capacidad de almacenamiento de estiércoles y purines (4 meses de actividad), restricciones a las distancias mínimas que deberán respetar a elementos relevantes con cauces y aprovisionamiento de aguas; y otras obligaciones como la justificación del plan de abonado que refleje el modo en que el volumen de estiércol que producen pueda ser utilizado en las superficies de cultivo que disponen. Adicionalmente, las explotaciones agrícolas y las instalaciones ganaderas que se encuentren en zonas vulnerables, deberán de manera obligatoria, cumplimentar sus respectivos libros de registro de aplicación de fertilizantes y de producción y movimiento de estiércoles.

**DECRETO 94/2009, de 26 de mayo**, del departamento de política territorial, justicia e interior del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba la revisión de las Directrices sectoriales sobre actividades e instalaciones ganaderas. El objetivo de esta normativa es promover una localización racional de nuevas instalaciones ganaderas, protegiendo los recursos naturales de las afecciones generadas por la ganadería intensiva, especialmente los recursos agua y suelo, fijando límites a la instalación de explotaciones ganaderas en el territorio, en función de la capacidad de asimilación de los residuos en la superficie agraria útil (SAU), de las afecciones a la población y a los lugares o construcciones de interés cultural o paisajístico. Las principales restricciones de esta normativa a la actividad de cría de ganado porcino son:

- No se autorizan nuevas **“Áreas de expansión ganadera”**, ya que se considera que el modelo de implantación concentrada de explotaciones ganaderas no es el más adecuado, desde el punto de vista de la sanidad animal.
- Quedan prohibidas las balsas de desecación de estiércoles, sin perjuicio de los derechos reconocidos en las autorizaciones otorgadas, así como los pozos filtrantes, los aliviaderos y

cualquier tipo de salidas directas de los estiércoles o sus lixiviados a colectores o cursos de agua.

- Designación de municipios con sobrecarga ganadera. Se considera municipio con sobrecarga ganadera aquel en el que la actividad ganadera, de carácter extensivo o intensivo, resulta superior a la admisible en relación con la superficie agrícola útil disponible para la aplicación de estiércoles y purines, también se contabilizarán las posibles aportaciones de estiércoles realizadas en otros municipios y viceversa. El valor del índice de carga de nitrógeno a partir del cual los municipios son considerados con sobrecarga ganadera es el siguiente: i) municipios con superficie incluida en zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos, más de 170 Kg de N/ha-año o más de 210 Kg de N/ha-año durante la aplicación de los primeros programas de acción cuatrienal en dichas zonas. ii) para el resto de los municipios, más de 220 Kg de N/ha-año.
- Distancias mínimas de instalaciones ganaderas a otros elementos relevantes del territorio. Un detalle completo de las distancias puede ser consultado en los anexos VI, VII y VIII del BOA Num.106 del 05/06/2009.

Como se comprueba a través de esta recopilación de la normativa ambiental que afecta a las instalaciones de ganado porcino, existe un gran interés y conciencia respecto de la presión que ejerce la ganadería sobre el medioambiente, lo cual se traduce en un completo marco legislativo que regula al sector pecuario en general. Sin embargo, las normas e indicadores para la designación de municipios en función de la carga de N de origen ganadero, presentan importantes limitaciones, tanto en su aplicabilidad como en la capacidad de inspección que posee la autoridad. En la sección V.4 a continuación, se exponen los principales antecedentes de la coyuntura de la gestión de los residuos del sector porcino en Aragón.

## **V.4 PROBLEMÁTICA COYUNTURAL DE LAS ZONAS EXCEDENTARIAS DE PURINES PORCINOS**

Tradicionalmente la ganadería porcina se caracterizaba por un número reducido de animales localizados en granjas próximas a zonas de cultivos, donde los residuos generados eran utilizados como enmienda agrícola; sin embargo, debido a la intensificación de la actividad ganadera se ha producido una separación funcional de actividades que siempre estuvieron ligadas y dependientes la una de la otra, agricultura y ganadería.

Al referirnos al término «purines porcinos», éste se debe entender como la mezcla de las deyecciones, líquidas, resultado del tipo de alimentación (con contenidos proteicos y energéticos elevados) y del manejo actual del lecho (o cama) del ganado, la comida que no se aprovecha, el agua de consumo que se pueda derramar, el agua de limpieza y el agua de la lluvia o de escorrentía superficial del área de la explotación (Teira-Esmatges, 2008). De esta definición ya es posible vislumbrar la complejidad de su gestión, donde la alta variabilidad de su composición se transforma en una de las principales limitaciones para su uso como abono orgánico.

La concentración del número de explotaciones porcinas en determinadas regiones del territorio aragonés genera zonas con una alta densidad ganadera, y por lo tanto también se producen grandes volúmenes de purines; residuos que de no mediar un destino próximo, deben ser gestionados para su transporte a zonas agrícolas con una adecuada capacidad de asimilación.

Por otra parte, en aquellos casos en los cuales no es posible dar un destino agronómico a los purines, se deben aplicar técnicas como la reducción al contenido de nutrientes (nitrificación-desnitrificación) y/o aprovechamiento energético (biogás). Alternativas que tienen un mayor coste de implementación, lo que se transforma en la principal barrera para su adopción como estrategia de gestión.

En resumen, la coyuntura de la gestión de residuos porcinos en Aragón puede describirse a partir de estas 3 principales problemáticas: i) variabilidad de la composición, ii) desequilibrio entre aportes y necesidades, y iii) coste de las técnicas de tratamiento.

### **V.4.1 Variabilidad de la composición de los purines porcinos**

En términos generales, el purín porcino contiene importantes cantidades de materia orgánica y elementos nutrientes (N, P, K, Ca, Mg). Su composición depende de factores tales como la dieta del animal y etapa fisiológica, sistema de alojamiento del ganado, cantidad de

agua de dilución, sistema de limpieza de las naves y el tiempo de almacenamiento (Chescheir *et al.*, 1985, Sánchez y González, 2005, Suresh *et al.*, 2009). La densidad habitual de los purines está próxima a 1 (p.ej., 1,05 g/cm<sup>3</sup>), siendo usual hablar indistintamente de metros cúbicos o toneladas de purín.

Debido a la gran cantidad de factores que determinan su composición, el purín muestra una gran variabilidad, aun cuando se considere un mismo tipo de explotación (p.ej., cebaderos) y con similares características de operación (suelo emparrillado, comederos de tolva, aprovisionamiento de agua por chupete). Esta situación se ve representada en los resultados obtenidos por 2 estudios realizados en España, y que se resumen en la Tabla V-2 a continuación. El primero de ellos identificado por la letra A, fue llevado a cabo en granjas porcinas de Aragón y Cataluña; el segundo (B), corresponde a datos de granjas de Castilla y León.

Tabla V-2 Composiciones medias del purín porcino de cebo

|   | Yagüe <i>et al.</i> (2012) (n=71) |      |        |          | Sánchez y González (2005) (n= 52) |      |        |          |
|---|-----------------------------------|------|--------|----------|-----------------------------------|------|--------|----------|
|   | A                                 |      |        |          | B                                 |      |        |          |
|   | Medio                             | Min  | Max    | $\sigma$ | Medio                             | Min  | Max    | $\sigma$ |
| pH  | 8,39                              | 7,54 | 9,10   | 0,4      | 7,53                              | 6,55 | 8,35   | 0,42     |
| ST (kg/m <sup>3</sup> )                             | 73,97                             | 8,96 | 238,12 | 44,5     | 42,53                             | 4,17 | 199,5  | 43,44    |
| SV (kg/m <sup>3</sup> )                             | 49,61                             | 5,44 | 182,16 | 33,7     | 31,81                             | 2,61 | 160,66 | 35,80    |
| N <sub>total</sub> (kg/m <sup>3</sup> )             | 6,22                              | 1,58 | 10,14  | 1,9      | 4,08                              | 1,07 | 12,19  | 2,23     |
| N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (kg/m <sup>3</sup> ) | 4,20                              | 1,25 | 7,57   | 1,2      | 3,31                              | 0,89 | 10,78  | 1,73     |
| N <sub>org</sub> (kg/m <sup>3</sup> )               | 2,03                              | 0,32 | 6,02   | 1,2      | 0,88                              | 0,13 | 6,82   | 1,05     |
| P (kg/m <sup>3</sup> )                              | 1,68                              | 0,24 | 6,38   | 1,2      | 0,99                              | 0,12 | 3,32   | 0,87     |
| K (kg/m <sup>3</sup> )                              | 5,35                              | 1,73 | 20,07  | 3,3      | 1,36                              | 0,34 | 5,22   | 0,76     |

ST: Sólidos totales. SV: Sólidos volátiles. N<sub>total</sub>: Nitrógeno total Kjeldhal. N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Nitrógeno amoniacal.

N<sub>org</sub>: Nitrógeno orgánico. P: fosforo total. K: potasio total

Como se deduce de los resultados expuestos en la tabla previa, no es fácil tipificar la composición de los purines porcinos. Aun cuando, algunas marcadas diferencias entre los valores medios de A y B, como es el caso del pH, podría explicarse por los distintos tipos de suelo predominantes en las zonas de estudio, donde el pH del este de la península ibérica presenta valores superiores a los de la zona occidental (Böhner *et al.*, 2008); existen otras (ST,

SV, NPK) que solo pueden justificarse en base a las distintas técnicas de manejo de las granjas consideradas bajo ambos estudios.

Por tal razón, la elección de una estrategia de gestión para los purines porcinos, ya sea su uso como enmienda o tratamientos más complejos, debe tener en cuenta esta gran variabilidad en su composición, cuyas principales consideraciones han sido enumeradas por Bonmatí y Magrí (2007) y pueden resumirse en los siguientes puntos:

- i) **Alta variabilidad de nutrientes:** para cubrir los requerimientos de los cultivos es imprescindible conocer con precisión su contenido de nutrientes. La aplicación de purines porcinos sobre tierras agrícolas supone la aportación de importantes cantidades de elementos fertilizantes, principalmente nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K); y en menores cantidades (del orden de mg/kg purín) elementos tales como calcio (Ca), sodio (Na), magnesio (Mg), cobre (Cu) y Zinc (Zn), elementos que en su conjunto deben ser tomados en cuenta a la hora de la fertilización. Una inadecuada gestión del residuo (por dosificación o malas prácticas agrarias) puede traer consigo pérdidas de productividad de los cultivos y riesgos de contaminación del suelo, de las aguas subterráneas o de la atmósfera.
- ii) **Importante contenido de materia orgánica:** la técnica más común de gestión del purín porcino (en granja), es decir, foso de acumulación bajo el emparrillado y laguna anaerobia de estabilización, está orientada principalmente a almacenar grandes cantidades del residuo, en periodos en los cuales existen restricciones para su uso como fertilizante. Esta práctica reduce en gran medida su contenido de materia orgánica, limitando su aprovechamiento energético en tratamientos como la digestión anaerobia. Por ejemplo, trascurridos 4 meses de almacenaje, los purines porcinos disminuyen su potencial de producción de metano en un 75% (Bonmatí, 2001).
- iii) **Importante concentración de  $\text{NH}_4^+$ :** Ambos estudios referenciados (A y B) presentan concentraciones de 4,20 y 3,31 kg  $\text{NH}_4^+/\text{m}^3$  respectivamente, lo que representa un 68% y 81% del nitrógeno total. La importancia de estas proporciones de  $\text{NH}_4^+$  radica en que esta forma de nitrógeno, si bien puede tener el mismo valor nutritivo que un fertilizante de producción industrial (Daudén y Quilez, 2004), también está sometida a procesos de volatilización ( $\text{NH}_3$ ) y oxidación a  $\text{NO}_3^-$ , con el consiguiente riesgo de afecciones al medioambiente. Estos procesos dependerán principalmente del pH (Freney *et al.*, 1983) y la concentración de  $\text{NH}_3$  en el aire (Asman *et al.*, 1998), en el caso de volatilización; y de las

condiciones de aireación y presencia de bacterias nitrificantes, en el caso de su oxidación a  $\text{NO}_3^-$ . Adicionalmente, en tratamientos como la digestión anaerobia debe considerarse la cantidad de nitrógeno amoniacal presente en el sustrato, ya que en la medida que su concentración aumente sobre determinados umbrales, esto es de 4 a 6 g/l, se generaría una disminución de la metanogénesis en hasta un 56% (Koster y Lettinga, 1988).

- iv) **Contenido elevado de agua:** el contenido de agua del purín porcino supera fácilmente el 90%, debido a la dilución por agua de lavado de las naves, desperdicios de los bebederos y aportaciones de agua lluvia en los almacenamientos exteriores. Este hecho es el factor más limitante para su aplicación como enmienda, ya que el coste de transporte es muy elevado en relación con el ahorro por reemplazo de fertilizantes minerales.
- v) **Elevada capacidad tampón<sup>20</sup>:** característica que puede favorecer algunos tratamientos como lo digestión anaerobia, o dificultar otros como la reducción de emisiones de  $\text{NH}_3$  por acidificación.
- vi) **Presencia de metales pesados y antibióticos:** la presencia de metales pesados (Cu y Zn) puede ocasionar efectos de inhibición en tratamientos biológicos posteriores. Además, existen evidencias que demostrarían una disminución de la producción de metano del orden del 50%, a concentraciones superiores a 10 mg/l, en el caso de antibióticos de la familia de las tetraciclinas (Álvarez *et al.*, 2010).

Otros dos antecedentes que demuestran la singularidad de la gestión del purín porcino son: su bajo contenido de carbono en relación con el N, definido como ratio C/N; y la estratificación que presentan los nutrientes (NKP) en las lagunas anaerobias de estabilización.

Cuando el ratio C/N de una enmienda es alto, por ejemplo 20:1 o más, los microorganismos del suelo necesitan de fuentes adicionales de N, en su forma orgánica, para descomponer el superávit de C disponible. De manera tal que, se fomentaría el proceso de inmovilización, donde una importante fracción del  $\text{NH}_4^+$  pasaría a su forma orgánica ( $\text{N}_{\text{org}}$ ). Sin embargo, el ratio C/N promedio del purín porcino es del orden de 4:1 (Sánchez y González, 2005), por lo que su aplicación como fertilizante, podría generar en el largo plazo, una pérdida del  $\text{N}_{\text{org}}$  por intensificación de la mineralización (Ndayegamiye y Cote, 1989).

---

<sup>20</sup> Se puede definir como la capacidad amortiguadora de una sustancia la cual neutraliza desplazamientos del pH

Por otra parte, este bajo ratio C/N limita su uso directo para la producción de biogás. Los microorganismos que participan en la digestión anaerobia, tendrían rendimientos óptimos cuando la proporción de estos elementos es cercana a 25:1 (Ward *et al.*, 2008); por consiguiente, los purines porcinos deberían ser mezclados con co-sustratos ricos en carbono para compensar esta carencia.

Referente a la estratificación, el purín se compone de una fracción líquida (principalmente agua de dilución) y materias sólidas en suspensión (restos de pienso y cama) que se distribuyen a través del perfil vertical de la fosa (formando estratos): una costra superior de material celulósico, una fracción líquida en el centro y una capa de sedimentos en el fondo. Los nutrientes no se distribuyen de manera homogénea en las distintas capas; nitrógeno y fósforo se concentran principalmente en los sedimentos de la fosa (Lovanh *et al.*, 2009), en tanto el potasio presentaría una distribución más homogénea (ITG, 2002). Esta diferencia de concentraciones a través del perfil vertical y el gran tamaño de las lagunas, generan problemas de homogeneización y dosificación.

La variabilidad del contenido de nutrientes del purín porcino y los inconvenientes en su dosificación, pueden ser evitados a través de análisis de laboratorio, pero estas analíticas generan un retraso en la gestión del residuo, al igual que un coste adicional que debería ser asumido por el agricultor. En tal sentido, la existencia de métodos rápidos de caracterización del contenido de nutrientes a través de medidas indirectas, p.ej., conductividad eléctrica (CE) o densidad, se presentan como una buena alternativa al permitir la aplicación de una dosis adecuada, disminuyendo a su vez los riesgos ambientales por exceso de nutrientes.

En Aragón, Yagüe *et al.* (2012) mediante la regresión lineal de los datos analíticos de un total de 126 granjas porcinas, proponen ecuaciones para estimar el contenido de nutrientes a partir de medidas de CE y ST. Concluyen que la cantidad de  $\text{NH}_4^+$  puede ser estimada de manera indirecta a partir de medidas de CE, y que P y  $\text{N}_{\text{org}}$  se pueden obtener a partir de los ST de la muestra. Respecto al contenido de K, dicho parámetro presenta un comportamiento demasiado variable como para ser estimado a partir de medidas indirectas.

Es indudable que las técnicas de estimación del contenido de nutrientes a través de medidas indirectas representan una gran oportunidad; sin embargo, su aplicación no es una práctica común en Aragón. En la actualidad, la normativa vigente estipula que el contenido de N de los purines porcinos, debe calcularse mediante la tabla que se proporciona en el Anexo I del REAL DECRETO 324/2000 de 3 de marzo, cuyo resumen se presenta en la Tabla V-3 a continuación. En tanto, para estimar el contenido de P y K, el III Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables incluye la tabla orientativa de Ziegler y Heduit (1991).

Tabla V-3 Tasas de deyección ganado porcino y contenido en nitrógeno al inicio del período de almacenamiento

| Tipo de ganado (plaza)  | Volumen purines (m <sup>3</sup> /año) | Contenido de nitrógeno (kg/plaza·año) |
|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Cerda en ciclo cerrado ((incluye madre y su descendencia hasta el final del cebo) | 17,75                                 | 57,60                                 |
| Cerda con lechones hasta destete (0-6 kg)   | 5,10                                  | 15,00                                 |
| Cerda con lechones hasta destete (hasta 20 kg)                                    | 6,12                                  | 18,00                                 |
| Cerda reposición  | 2,50                                  | 8,50                                  |
| Lechones (6-20 kg)  | 0,41                                  | 1,19                                  |
| Cerdos (20-50 kg)   | 1,80                                  | 6,00                                  |
| Cerdos (50-100)   | 2,50                                  | 8,50                                  |
| Cerdos de cebo (20-100kg)   | 2,15                                  | 7,25                                  |
| Verracos  | 6,12                                  | 18,00                                 |

Fuente: REAL DECRETO 324/2000.

La utilización de valores medios como los presentados en la Tabla V-3 precedente, implica un gran riesgo para la labor de fertilización. Por ejemplo, consideremos de manera hipotética una granja de porcino de cebo ubicada en una zona designada como vulnerable (ZVN), y que cuenta con un plantel de 2000 cabezas. Siguiendo los valores tabulados, esto implicaría un volumen anual de purines de 4.300 m<sup>3</sup>, con un contenido total de N de 14,5 toneladas (2000 · 7,25). Al encontrarnos en una ZV, se debería contar con una superficie de cultivo que nos asegure no sobrepasar la cantidad máxima permitida por la legislación (170 Kg N/ha); por consiguiente, se debería disponer de al menos 86 hectáreas en las cuales el purín debería ser esparcido de manera homogénea. Sin embargo, en la realidad y como lo demuestran los datos proporcionados por Yagüe *et al.* (2012), el contenido real de N podría oscilar entre 1,58 y 10,14 kg N/m<sup>3</sup>, lo que considerando la misma superficie de cultivo (86 ha) se traduciría en valores de aplicación entre 79-507 kg N/ha.

Desde el punto de vista agronómico y ambiental, el extremo inferior de dosificación podría generar un desarrollo raquítrico de un cultivo y por lo tanto una baja productividad. Por otra parte, si la dosis aportada es excesiva se podrían presentar procesos de contaminación de las aguas (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y del aire (NH<sub>3</sub>). Adicionalmente, en el caso de sobrefertilización se estaría incumpliendo la normativa Autonómica, triplicando la máxima dosis permitida (170 kg N/ha) y esto sin considerar todas las aportaciones indirectas de N (mineralización de nitrógeno



orgánico del suelo, nitratos del agua de riego y aportes por cultivos anteriores), ítems que necesariamente deberían formar parte del plan de fertilización.

En los párrafos precedentes se ha descrito la problemática relativa a la variabilidad en la composición de los purines porcinos. Otro antecedente que demuestra la complejidad de su gestión es también su variabilidad en «cantidad». Por ejemplo, la Tabla V-3 proporciona el volumen medio anual de producción de purines, que en el caso del cerdo de engorde sería de 2,15 m<sup>3</sup>/año·plaza, valor bastante elevado si se contrasta con el obtenido por Teira-Esmatges *et al.* (2008) de 1,36 m<sup>3</sup>/año. Prueba del interés de esta cuantificación, es que se han desarrollado modelos matemáticos que intentan determinar la composición de los purines y también el volumen, en base a balances de masa, técnicas de manejo y consumos energéticos de los animales (Aarnink *et al.*, 1992, Dourmad *et al.*, 2003, Rigolot *et al.*, 2010).

#### **V.4.2 Problemática de la desigual distribución de aportes y necesidades**

Una correcta gestión de los residuos ganaderos intentará buscar un equilibrio entre las necesidades de fertilización y la disponibilidad de nutrientes. En términos prácticos, el nitrógeno es el elemento limitante (se necesita en mayor cantidad) para el crecimiento de los cultivos y por ello los balances de nutrientes se centran principalmente en él. Por ejemplo, si consideramos las necesidades que presentaron los tres principales cultivos de Aragón (trigo, cebada y maíz) en el año 2007, con un total de 750.000 ha cultivadas, se puede decir que para lograr un balance entre abonado y extracción se necesitaban 70.345 t N /año, 46.431 t K<sub>2</sub>O/año y 28.765 t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> /año, es decir, que la relación de necesidades entre nutrientes N:K:P era 1:0,66:0,41 (DGA, 2011b).

Al referirnos a la disponibilidad de nutrientes contenidos en los purines porcinos de Aragón, considerando el censo ganadero del año 2010 (Tabla V-1) y teniendo en cuenta las referencias oficiales españolas de producción de purines y contenido de nitrógeno por plaza de ganado, del Real Decreto 324/2000 (Tabla V-3), podemos decir que el sector porcino aragonés generaría más de 14 millones de m<sup>3</sup> de purines al año, lo que se traduciría en un total de 52.000 toneladas de nitrógeno, de las cuales 36.400 t (70% valor fertilizante) se encontrarían disponibles de manera inmediata para los cultivos.

Realizadas estas observaciones previas, bajo el supuesto de que la demanda de N por parte de los cultivos (cereales) es similar a la del año 2007 (70.345 t), podemos decir que contabilizando únicamente los purines del sector porcino, sería posible solventar más del 50% de las necesidades de nitrógeno que presentan los tres cultivos principales de Aragón. No obstante, se debe dejar en claro, que esta estimación tiene por fin entregar una visión global de las cifras que se manejan en relación a necesidades y aportes. Siendo más rigurosos se deberían contabilizar adicionalmente todas las fuentes indirectas de nitrógeno que tienen los cultivos. Dentro de las fuentes indirectas se puede mencionar: restos de los cultivos anteriores, mineralización de la materia orgánica del suelo y nitratos contenidos en las aguas de riego. Por ejemplo, en el caso de un cultivo de cereal que utilice agua de riego con un elevado contenido de nitratos, digamos 50 mg/l, ésta sola fuente indirecta de nitrógeno solventaría más de un tercio de sus necesidades de abonado.

Otra observación que debe realizarse es relativa a la cantidad de K y P contenidos en los purines de la cabaña porcina aragonesa. De acuerdo a las estimaciones realizadas por el Gobierno de Aragón para el año 2008, la cantidad de estos nutrientes eran de 24.277 t  $K_2O$  y 51.039 t  $P_2O_5$  (DGA, 2011b). Estas magnitudes fueron calculadas a partir de las tablas de Ziegler y Heduit (1991), y que son utilizadas de manera referencial en Aragón, tal como se designa en el III Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables (BOA 3 junio 2009). Dicha referencia bibliográfica establece que en el caso de los purines de cerdos de cebo, el contenido de  $K_2O$  y  $P_2O_5$  es de 3 y 6 kg/t respectivamente, lo que es lo mismo que 2,49 kg K/t y 2,64 kg P/t; es decir que la proporción K:P sería cercana a 1:1. Sin embargo, transcurridas dos décadas, la alimentación animal se ha modificado de manera importante. Nuevos estudios en el contexto nacional, indicarían que la proporción K:P de los purines de cebaderos sería más próxima a 3:1 (Moral *et al.*, 2005, Bonmatí y Magrí, 2007, Yagüe *et al.*, 2012)

A la luz de estos antecedentes y con un enfoque netamente económico, parece razonable pensar que a través de un adecuado plan de fertilización, que incorpore la estimación de nutrientes de los purines y tratamientos destinados a reducir su elevado contenido de agua, sería posible dar destino a un subproducto de la actividad ganadera e incluso obtener beneficios por ahorro de fertilizantes minerales.

Por ejemplo, si consideramos un plantel de cerdos de cebo con 2.000 efectivos, esto implicaría que anualmente se tendría a disposición un total de 14.500 kg N (10.150 kg N amoniacal), lo que equivaldría a 30.298 kg de nitrato amónico 33,5%. Por lo tanto, en el caso de existir cultivos cercanos a la explotación ganadera, la aplicación de los purines podría solventar las necesidades de NKP y permitir un gran beneficio económico por reemplazo de

fertilizantes; ahorro que podría llegar a más de 400 euros/ha en el caso del cultivo de maíz, bajo las condiciones actuales del mercado de fertilizantes (DGA, 2010b).

Los antecedentes expuestos hasta aquí entregan un barniz del potencial fertilizante del purín porcino y su valorización económica. Sin embargo, estos grandes volúmenes de residuos, más que generar una oportunidad, donde este subproducto es visto como una posible fuente de ingresos, se ha transformado en un problema al cual el ganadero debe hacer frente. En la práctica, la gestión del purín porcino supone un 14% de los costes de explotación del ganadero (DGA, 2011c), porcentaje que irremediablemente irá en ascenso debido a la instauración de normativas ambientales cada vez más exigentes, como es el caso de la designación de nuevas zonas vulnerables de nitratos.

Desde una visión simplificada de la realidad parece que las necesidades de nutrientes y la disponibilidad de residuos podrían en cierta medida complementarse, pero la producción de purines tiene un origen puntual (la granja) y su alto contenido de agua, que supera fácilmente el 90%, es el factor más limitante para su transporte hacia los terrenos de cultivos que los necesitan. Por ejemplo, según valoraciones del Gobierno de Aragón (DGA, 2007), en el caso que un ganadero decidiera dar destino agronómico a sus residuos, las distancias máximas de transporte que le permitirían tener algún beneficio económico, serían de 13 km y 5 km para purines de cebo y granjas productoras de lechones, respectivamente. Superados estos umbrales, el purín pasaría a ser una carga económica que el granjero debería internalizar dentro de sus costes de operación.

Conocida la problemática de la concentración de explotaciones ganaderas, y con la finalidad de orientar la instalación de nuevas granjas y preservar la calidad ambiental de los recursos naturales, el Gobierno de Aragón dictó el DECRETO 94/2009, de 26 de mayo (ver sección V.3.3), donde una de sus directrices establece el procedimiento para designar municipios con sobrecarga ganadera. El índice de carga de nitrógeno se estima a partir de la superficie agrícola utilizable (SAU) y el total de aportes anuales de N de origen ganadero. Si bien este indicador permite identificar zonas de interés, su utilidad en términos de planificación es limitada, debido a que la agregación de los datos en la unidad de análisis correspondiente (municipio), impide la adecuada diferenciación del territorio.

A modo de ejemplo, la Figura V-2 a continuación representa el índice de carga de nitrógeno ganadero para los municipios de Aragón. El índice (kg N/ha) ha sido obtenido a partir de los datos del censo agrario año 2009 (DGA, 2011a) y la tabla de contenidos de N por especie animal del Anexo I de la normativa previamente mencionada.

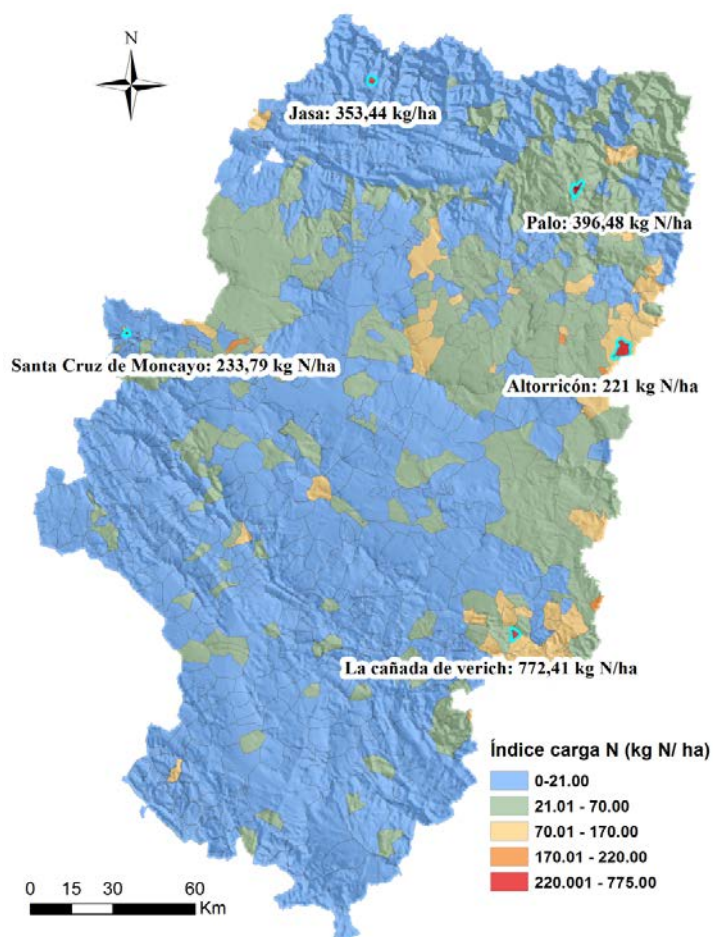


Figura V-2 Índice de carga de N ganadero Aragón 2009

En Aragón con un total de 2.345.696 hectáreas calificadas como SAU el año 2009, prácticamente la totalidad de sus municipios se encontraban bajo el valor medio de carga de nitrógeno de la Comunidad Autónoma, es decir 20,92 kg N/ha, valor similar a la estimación obtenida por Flotats (2009) como valor medio de España (21,8 kg N/ha). De un total de 731 municipios, solo 9 de ellos presentarían valores superiores a 170 kg N/ha, 5 de los cuales también estarían por encima del umbral de 220 kg N/ha, y que aparecen identificados en la Figura V-2 precedente.

En líneas generales podría afirmarse que Aragón cuenta con una SAU suficiente para asimilar la totalidad del contenido de nitrógeno de los estiércoles y purines del sector ganadero; sin embargo, si mejoramos la resolución espacial y establecemos algunas mínimas restricciones relativas a la factibilidad de transporte, se apreciarán importantes diferencias entre necesidades y aportes.

Con el propósito de representar de manera gráfica la problemática de la concentración de deyecciones ganaderas en Aragón, se ha confeccionado un mapa de balance de N (Figura V-3), a partir de las necesidades de nutrientes de los cultivos de Aragón y una

aproximación de la densidad de N disponible por fertilización con purines porcinos. Se debe dejar en claro, que esta cartografía solo tiene un fin explicativo, ya que en su elaboración se realizan una serie de simplificaciones de la realidad, entre ellas: se considera que no existe transporte de purines entre CC.AA. adyacentes, tampoco se consideran destinos alternativos del purín, y que los periodos de fertilización de los cultivos coinciden con la disponibilidad del residuo. La confección de la cartografía ha implicado las siguientes tareas:

- i) *Determinación de las necesidades de N*: a partir de la cobertura CLC2006 (sección III.2.3.1) y de las demandas de N de la Tabla III-6, se obtiene un mapa de necesidades de N con una resolución espacial de 100 m, donde cada pixel (1 ha) representa las necesidades de esa superficie (kg N/ha).
- ii) *Determinación de la disponibilidad de N de origen porcino*: a partir de la localización de las granjas (Figura V-1), con sus respectivas capacidades (plazas máximas de ganado), y de las tasas de referencia de N excretado por cabeza (Tabla V-3), se obtuvo la cantidad de N disponible en cada explotación (kg N/granja). Se seleccionó la capacidad de las granjas ya que entregan una mejor aproximación del potencial de producción de N.
- iii) *Estimación de la densidad de N de origen porcino (Kg N/ha)*: para el cálculo de la densidad de N se ha considerado un radio de influencia de 13 km, dentro del cual las deyecciones porcinas son distribuidas a través de la función de kernel que incorpora el software ArcGis. En nuestro caso, la función de kernel crea una superficie ráster circular (radio=13 km) alrededor de cada una de las granjas. La asignación de valores es realizada mediante la función propuesta por Silverman (1986), donde el valor que adquiere cada pixel (1 ha) es inversamente proporcional a la distancia que lo separa del centro de la granja, y sobrepasada la distancia umbral (13 km) el valor del pixel será igual a cero. El mapa de densidad final se calcula mediante la suma de las superficies que se superponen en torno a las explotaciones ganaderas.
- iv) *Mapa de balance de N*: finalmente a través de la herramienta *Ráster calculator* de ArcGis, se realiza la resta de las coberturas geográficas que representan disponibilidad y necesidad de N. Las 6 clases estipuladas de déficit y superávit han sido definidas mediante el método de clasificación Natural breaks<sup>21</sup> (Jenks).

---

<sup>21</sup> El algoritmo de Jenks compara iterativamente las sumas de las diferencias al cuadrado entre valores observados (dentro de cada clase), y determina los umbrales (quiebres) que minimizan la suma dentro de cada clase considerada.

En términos generales, a partir del análisis del mapa de balance de N (Figura V-3), se puede decir que existen importantes contrastes entre las zonas excedentarias (tonalidades de color rojo) y aquellas zonas con déficit de N (tonalidades de color azul), y aunque se generan importantes cantidades de N que podrían ser utilizados por los cultivos, su disponibilidad se presenta en zonas donde su demanda es prácticamente inexistente.

Las zonas en las cuales existe una mayor diferencia entre disponibilidad y necesidad de N, es decir, las clases: déficit alto, déficit medio, superávit medio y superávit alto, abarcan más del 30% de la superficie de la comunidad.

A nivel comarcal, entre las zonas excedentarias encontramos a las comarcas de La Ribagorza, Matarraña y Maestrazgo; caracterizadas por una alta concentración ganadera y una baja superficie cultivada. Según los datos del anuario estadístico agrario de Aragón (DGA, 2012a), considerando únicamente el cultivo de cereales, las superficies cultivadas en La Ribagorza, Matarraña y Maestrazgo representaban el 1,7%, 1,8% y 1,2% sobre un total de 782.960 ha, situación que denota una necesidad de N baja y por lo tanto un balance de N claramente positivo.

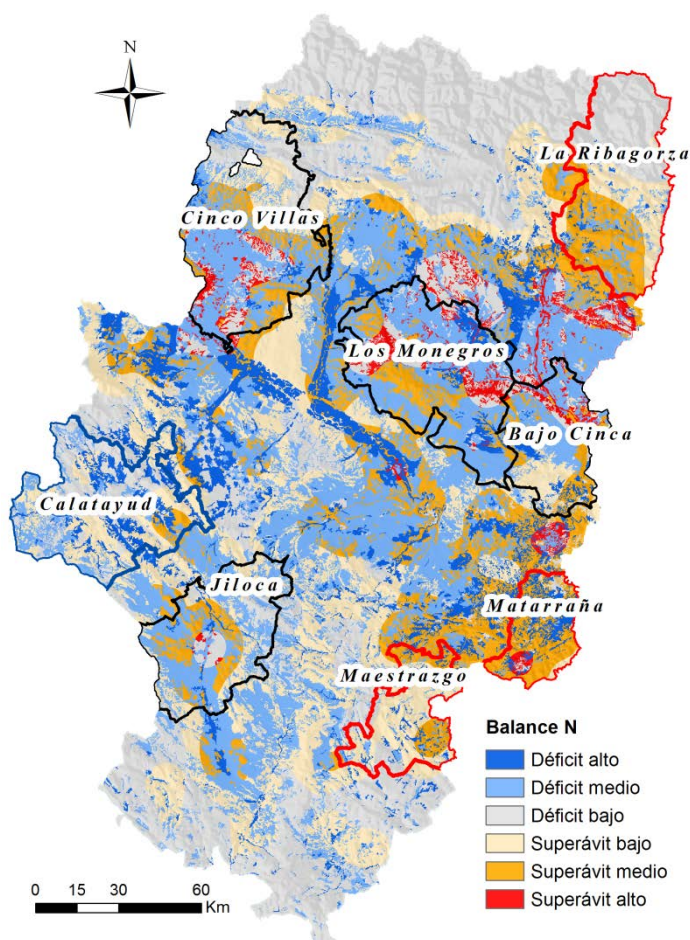


Figura V-3 Balance de N Aragón, Necesidades cultivos y disponibilidad a partir de purines porcinos

En el otro extremo, es decir zonas deficitarias, tenemos a la Comarca de Calatayud, la cual si bien no concentra una gran cantidad de superficies de cultivo (3% de los cultivos de cereales de Aragón), presenta una baja densidad de ganado porcino, lo que se traduce en que la mayoría de su superficie presentaría un balance negativo.

En tanto las Comarcas de Cinco Villas, Los Monegros, Bajo Cinca y Jiloca, presentan un balance de N muy heterogéneo, apreciándose zonas en donde se hace evidente la necesidad de N y otras caracterizadas por una alta disponibilidad.

A partir de la cartografía descrita podemos dimensionar la problemática de la desigual distribución de las deyecciones ganaderas y las necesidades de los cultivos. En aquellas zonas heterogéneas o excedentarias, encontramos importantes cantidades de purines porcinos, residuos que son susceptibles de ser utilizados como fertilizantes, puesto que su composición se asemeja bastante a las necesidades de los cultivos. Por lo tanto, la aplicación de técnicas de gestión, p.ej., tratamientos de concentración de la fracción sólida o promoción de centros de gestión de estiércoles, pueden solucionar en gran medida este desequilibrio. No obstante, también existen otras preocupaciones ambientales en torno a las zonas excedentarias de purines, como es el caso de las altas emisiones de amoníaco originadas por el sector ganadero.

El  $\text{NH}_3$  puede depositarse sobre la superficie de los cultivos cercanos a la fuente o ser transportado a zonas más alejadas en forma de aerosol ( $\text{NH}_4^+$ ), y transformarse así en una importante fuente de nutrientes para los cultivos, pero en zonas de alta concentración ganadera o zonas sensibles a fuentes de nitrógeno, su alta emisión puede afectar de manera negativa al ecosistema.

El  $\text{NH}_3$  es uno de los principales componentes del llamado Nitrógeno Reactivo <sup>22</sup>( $\text{N}_r$ ) e interviene en una gran cantidad de reacciones atmosféricas, entre ellas la neutralización de una fracción de los ácidos atmosféricos ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  y  $\text{HNO}_3$ ) y la formación de aerosoles secundarios (Dentener y Crutzen, 1994). Este comportamiento atmosférico del  $\text{NH}_3$  y su implicación en las reacciones biológicas que se desarrollan en el sustrato edáfico, le transfieren una significativa responsabilidad en los problemas ambientales de «Cascada del N» (Galloway *et al.*, 2003), los que se traducen en una pérdida de la biodiversidad y efectos dañinos para el ser humano.

Por estas razones, el estudio de la distribución espacial de las emisiones de amoníaco, es un elemento clave en la formulación de políticas medioambientales. Así lo demuestran los inventarios desarrollados en países donde el sector pecuario tiene un gran impacto, p.ej.,

---

<sup>22</sup> El término nitrógeno reactivo se refiere a todos aquellos compuestos nitrogenados que son susceptibles de sufrir transformaciones biológicas, fotoquímicas y/o que intervienen en los procesos radiativos de la atmósfera, entre ellos:  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , además compuestos orgánicos (e.g. urea, aminas, proteínas)

Reino Unido (Hellsten *et al.*, 2008), Dinamarca (Hutchings *et al.*, 2001), EEUU (Pinder *et al.*, 2004) y China (Zhang *et al.*, 2010).

De manera similar, en la Comunidad Autónoma de Aragón, Rebolledo *et al.* (2012) desarrollaron una nueva metodología para la identificación de regiones administrativas con una alta concentración de emisiones de  $\text{NH}_3$ . La propuesta se basa en estimar la densidad de emisiones de  $\text{NH}_3$  de origen porcino ( $\text{Kg NH}_3/\text{ha}$ ), limitando la superficie útil a aquella efectivamente disponible para la utilización de purines como enmienda orgánica.

Dentro de los principales resultados, se estimó que las emisiones de  $\text{NH}_3$  del sector porcino aragonés para el año 2010 alcanzaron a 42.652 toneladas, las cuales se concentraban principalmente en las Comarcas orientales (Matarraña, La Ribagorza, Bajo Cinca y la Litera). Mayores detalles de los resultados obtenidos pueden ser consultados en el Anexo C de esta tesis.

#### **V.4.3 Influencia de los costes de tratamiento de los purines porcinos**

En base a las evidencias de la presión medioambiental que ejercen las instalaciones ganaderas, en particular en las zonas de alta concentración y déficit de tierras agrícolas disponibles; la autoridad medioambiental ha planificado estrategias de gestión de residuos, orientadas a la creación de centros de gestión de estiércol (CGE), plantas de tratamiento biológico (nitrificación-desnitrificación, N/DN) y aprovechamiento energético a través de biodigestores. Estas actuaciones fueron contempladas dentro del plan de acción del proyecto LIFE ES-WAMAR: “Gestión medioambientalmente correcta y sostenible del purín porcino basada en tecnologías innovadoras”, el cual tuvo sus inicios en el año 2006 y contaba con un presupuesto de más de 7 millones de euros.

LIFE ES-WAMAR fue un proyecto demostrativo de las mejores técnicas disponibles en la gestión de purines. El proyecto fue coordinado por la empresa pública SODEMASA, con la participación de la Comarca del Maestrazgo, los municipios de Tauste y Peñarroya de Tastavins; y financiado de manera conjunta por el Gobierno de Aragón y la Unión Europea. Las estrategias de gestión se diseñaron en función de las características de las explotaciones ganaderas, la disponibilidad de terrenos agrícolas, orografía de la zona e infraestructura de transporte.

En el municipio de Tauste, donde existe una gran concentración de granjas porcinas y una alta disponibilidad de tierras de cultivo, la estrategia se basó en la formación de un CGE encargado de transportar, almacenar y gestionar la aplicación del purín porcino como



enmienda orgánica. El CGE Tauste tiene una capacidad de gestión de 350.000 m<sup>3</sup>/año (69 granjas) y una cartera de tierras de 16.700 ha (358 agricultores). El coste total de gestión alcanzaría los 2,43 €/m<sup>3</sup> (año 2010), del cual el agricultor se haría cargo del 25% (0,6 €/m<sup>3</sup>) (UE, 2011).

En la Comarca del Maestrazgo también se creó un CGE denominado “Servicios Integrales del Maestrazgo”, el cual intenta dar solución a la desigual distribución de las granjas porcinas y parcelas de cultivo, y disminuir los altos costes de transporte asociados a la orografía montañosa de la zona. El CGE actúa como intermediario entre ganaderos y agricultores, y redistribuye el purín porcino entre las áreas productoras y el banco de tierras de cultivo disponibles, utilizando almacenamientos intermedios y tuberías centralizadas de transporte. El CGE de Maestrazgo tiene una capacidad máxima de gestión de 85.000 m<sup>3</sup>/año (48 granjas) y una cartera de tierras de 6.300 ha (95 agricultores). El coste total de gestión alcanzaría los 3,05 €/m<sup>3</sup> (año 2010), del cual el agricultor se haría cargo del 25% (0,763 €/m<sup>3</sup>).

Por otra parte, el municipio de Peñarroya de Tastavins presentaría la mayor carga de nitrógeno de origen ganadero de Aragón, como consecuencia de la escasa disponibilidad de tierras de cultivo (UE, 2011) y del elevado coste de transporte que impide su exportación hacia zonas deficitarias. Por tales razones, su estrategia de gestión es distinta a los casos anteriores, y se basa en una separación fisicoquímica de sólidos por centrifugación del purín, seguida de un tratamiento biológico N/DN, cuyos productos finales son: un efluente líquido depurado (utilizado para fertirrigación), N<sub>2</sub> con una eficiencia de reducción del 86%; y un fertilizante estabilizado con una concentración de P del 90%. La planta de N/DN tiene una capacidad máxima 100.000 m<sup>3</sup>/año (39 granjas) y un coste total de gestión de 4,75 €/m<sup>3</sup>.

Este mayor coste de tratamiento ha obligado a la autoridad a buscar alternativas de aprovechamiento energético, como la producción de biogás. Es así como la planta ha sufrido modificaciones a su configuración original, y se espera que antes de finalizar el año 2013 comience a funcionar bajo la modalidad de tratamientos combinados, es decir, N/DN y codigestión anaerobia mediante la adición de 3.800 t/año de alperujo. Este co-sustrato permitiría incrementar la producción de biogás y alcanzar una potencia de generación de 500 kW (DGA, 2012c).

Es incuestionable que las plantas de tratamiento constituyen una buena alternativa de gestión en zonas excedentarias de purines, pero no se debe olvidar que su elevado coste de tratamiento es el factor más limitante para su adopción. Durante los años 2009-2010 la tarifa realmente soportada por los ganaderos de Peñarroya de Tastavins ascendía a 2,63 €/m<sup>3</sup>, situación que cambió radicalmente a comienzos del año 2011, con el término de las subvenciones de la Unión Europea, situando la nueva tarifa en un valor cercano a las 5 €/m<sup>3</sup>.

Tomando el ejemplo anterior (sección V.4.1) de la granja de cerdos de cebo; los 4.300 m<sup>3</sup>/año de purín allí generados, implicarían un coste anual de 21.500€ que el ganadero debería solventar de manera íntegra. En el supuesto que la granja contara con un buen contrato de integración, que le reportara un ingreso por venta del orden de 10 €/cabeza y suponiendo 2,5 engordes al año, esto le llevaría a tener un ingreso neto de 50.000 €/año. Por lo tanto, el coste de tratamiento de purines en una planta como la de Peñarroya, de no mediar subvenciones, representaría un 43% de sus ingresos, o en otras palabras, el ganadero gastaría prácticamente la mitad de sus beneficios en gestionar este residuo. Esta situación, reduciría aun más su estrecho margen de beneficios, y esto sin considerar los costes de agua, electricidad, retirada de animales muertos, créditos, reparación de equipos, entre otros.

El Gobierno de Aragón, no ajeno a esta coyuntura, mediante la ORDEN de 18 de enero de 2013, declaró el interés Autonómico de 3 nuevos proyectos de plantas de tratamientos, y revalidó su interés por la planta de Peñarroya de Tastavins en lo que respecta al módulo de biodigestión. Las 3 nuevas plantas estarían ubicadas en los municipios de Capella (La Ribagorza), Zaidin (Bajo Cinca) y Valderrobres (Matarraña); todas zonas caracterizadas por un desequilibrio entre necesidades de nutrientes y disponibilidad, como se puede apreciar en la Figura V-3. Las plantas proyectadas consideran tratamientos combinados N/DN y biodigestión como una manera de obtener ingresos adicionales por venta de electricidad. Sus capacidades de tratamiento serían de 60.000 m<sup>3</sup>/año (Capella), 180.000 m<sup>3</sup>/año (Zaidin) y 120.000 m<sup>3</sup>/año (Valderrobres).

Es claro que las plantas de tratamiento darán solución a estas zonas excedentarias. Sin embargo, sus elevados costes de tratamiento y la disminución de las ayudas al sector porcino, se presentan como las principales barreras para su éxito. Por otra parte, la capacidad total de las 6 plantas de tratamiento es de aproximadamente 895.000 m<sup>3</sup>/año, lo que solo representaría el 6,4% del total de deyecciones de la cabaña porcina aragonesa (14 millones m<sup>3</sup>/año).

Ante tal situación, es válido preguntarse: ¿qué sucede con el resto de los residuos del sector porcino? o ¿dónde es más idónea su aplicación como fertilizante?

A la primera pregunta se puede responder, que en la gran mayoría del territorio de Aragón existe una capacidad de asimilación adecuada, y que a través de una correcta gestión, es posible dar un valor agregado al residuo, sin que ello implique un riesgo medioambiental.

Respecto a la segunda, se puede afirmar que debe existir una herramienta de planificación que determine los sitios más idóneos para la enmienda de fertilizantes orgánicos. En zonas donde el balance de N presenta una gran heterogeneidad, caso de las Comarcas de

Jiloca o Los Monegros, y visto los antecedentes previos, no es razonable esparcir el purín con el único criterio de la dosificación máxima permitida. El índice de carga de nitrógeno (kg N/SAU) no debería tomarse como un indicador del riesgo de contaminación, ya que suelos agrícolas sometidos a iguales cargas de N, presentarán distintos niveles de vulnerabilidad en función de las características del sustrato edáfico, configuración hidrogeológica, clima y relieve.

Por lo tanto, la propuesta que se presenta en este capítulo (sección V.5) se centra en la utilización del modelo IVNA-LSP, donde a través de modificaciones y restricciones, es posible establecer una jerarquización de zonas en las cuales la aplicación de la enmienda orgánica es más «idónea».

## **V.5 PROPUESTA DE UN MAPA DE IDONEIDAD A TRAVÉS DEL MODELO IVNA-LSP**

En el presente apartado se expone la secuencia de obtención del mapa de idoneidad. En primera instancia, se establecen las zonas de restricción en las cuales el purín no debe ser aplicado bajo ninguna circunstancia, acorde a la normativa medioambiental vigente de Aragón. A continuación, la estructura de IVNA-LSP y estas zonas de restricción son incorporadas en la plataforma SIG, donde a través del *model builder* de ArcGis se procede a automatizar la ejecución del modelo de idoneidad, denominado **IVNA-ID**.

### **V.5.1 Factores de Restricción (FR) y criterios de zonificación**

Las restricciones ambientales o zonas en las cuales el purín no debe ser esparcido, responden a las directrices proporcionadas por la legislación Autonómica: i) DECRETO 77/1997, de 27 de mayo (Código de buenas prácticas agrarias) y ii) ORDEN de 18 de mayo de 2009, del Consejero de Agricultura y Alimentación, por la que se aprueba el III Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables.

Es importante notar que las áreas de restricción serán excluidas de las categorías de idoneidad, mientras que aquellos territorios que no sobrepasen los umbrales de restricción serán clasificados en función de la vulnerabilidad que proporciona IVNA-LSP.

#### *V.5.1.1 Pendientes*

El código de buenas prácticas agrarias de Aragón establece que no es conveniente definir un umbral de inclinación para la aplicación de fertilizantes, pues los riesgos de escorrentía dependerán de la cubierta vegetal, de la naturaleza del suelo y del clima. No obstante, menciona que una pendiente mayor a 20% debería marcar el límite de los sistemas agrícolas con laboreo permanente. Por otra parte, el III Programa de Actuación de ZVN establece en su punto A.7 que en suelos con pendientes superiores a 10%, no se podrá aportar nitrógeno en forma de abonos minerales, pero sí en forma de fertilizantes orgánicos líquidos y sólidos; además, establece que en pendientes mayores a 20% sólo se podrán utilizar fertilizantes orgánicos sólidos.

Por lo tanto, en la elaboración del mapa de idoneidad, cualquier terreno agrícola con una pendiente inferior o igual a 20% se considerará como idóneo. La jerarquización de las superficies que cumplan este criterio estará dada por IVNA-LSP.

#### *V.5.1.2 Áreas de protección en torno a elementos de interés*

El código de buenas prácticas agrarias establece franjas de protección o «buffers» de 2-5 m en torno a los cursos de agua, y de 35-50 m para los pozos de consumo humano, pero no entrega mayores antecedentes respecto al criterio para seleccionar el valor exacto. En cambio, el III programa de actuación de ZV, en su punto E.4, sí establece las distancias mínimas exactas para la aplicación de estiércoles y subproductos orgánicos:

- 2 metros del borde de la calzada de carreteras nacionales, autonómicas y locales.
- 100 metros de edificios, salvo granjas o edificios agrícolas.
- 100 metros de captaciones de agua destinadas a consumo público.
- 10 metros de cauces de agua naturales, lechos de lagos y embalses.
- 100 metros de zonas de baño reconocidas.

Adicionalmente, a juicio del autor de esta tesis, con un afán proteccionista, se establecen zonas de restricción (100m) en torno a las siguientes áreas de interés:

- Red NATURA Humedales
- Núcleos urbanos

- Espacios naturales protegidos (ENP)
- Humedales Convenio Ramsar
- Reservas de la biósfera

#### V.5.1.3 Superficies agrícolas

Como se ha descrito en la sección III.2.3.1, en el desarrollo del índice de vulnerabilidad a la contaminación por nitratos de origen agrario (IVNA-LSP), la cobertura CLC2006 fue utilizada para establecer la vulnerabilidad del territorio en base a los valores medios de fertilización de cada uno de los cultivos. De tal forma, aquellos terrenos donde predominan los cultivos de cereales presentaban un grado de vulnerabilidad alto, y aquellas zonas sin aportes de fertilizantes, p.ej., bosques y matorrales, exhibían un índice bajo. No obstante, en la confección del mapa de idoneidad, todas aquellas superficies en las cuales no existe aporte de fertilizantes nitrogenados, es decir las clases: 111, 112, 121, 122, 123, 131, 142, 143, 311 y 324 (ver Tabla III-6) serán excluidas de la evaluación como si se tratase de zonas restringidas.

### V.5.2 Implementación de IVNA-LSP en la plataforma SIG

Toda la información geográfica utilizada en la elaboración del mapa de idoneidad ha sido obtenida de fuentes oficiales de información, y llevada al sistema geodésico de referencia WGS84<sup>23</sup>. Respecto a la información recopilada en formato vectorial original (shapefile, shp), mediante las herramientas de ArcGis se han transformado a un formato ráster común (ERDAS IMAGINE) y con una adecuada resolución de celda (25 m); todo ello con la finalidad de obtener resultados con un buen nivel de diferenciación espacial y facilitar la automatización de las operaciones en el *model builder* de ArcGis.

#### V.5.2.1 Cartografía digital y fuentes de información

El detalle de los FM y FH que fueron utilizados en la obtención del mapa de vulnerabilidad, ya ha sido expuesto en las secciones III.2.2 y III.2.3. A continuación en la Tabla V-4 se resume la base cartográfica adicional y su fuente de información.

---

<sup>23</sup> World Geodetic System WGS-84, es un sistema de referencia terrestre único para referenciar las posiciones y vectores. Se estableció utilizando observaciones Doppler al sistema de satélites de navegación NNSS o Transit. Es el sistema de referencia de los sistemas GPS.

Tabla V-4 Información cartográfica de las zonas de restricción

| Cobertura                               | Buffer de restricción | Fuente de información |
|---|-----------------------|-----------------------|
| Red vial Aragón                         | 2 m                   | SITAR                 |
| Captaciones agua (pozos)                | 100 m                 | CHEBRO                |
| Red fluvial                             | 10 m                  | CHEBRO                |
| Embalses                                | 10 m                  | CHEBRO                |
| Zonas de baño                           | 100 m                 | CHEBRO                |
| Humedales                               | 100 m                 | SITAR                 |
| Núcleos urbanos                         | 100 m                 | SITAR                 |
| Espacios naturales protegidos (ENP)     | 100 m                 | SITAR                 |
| Humedales Convenio Ramsar <sup>24</sup> | 100 m                 | SITAR                 |
| Reserva Biosfera                        | 100 m                 | SITAR                 |

SITAR: Sistema de información territorial de Aragón  
CHEBRO: Confederación hidrográfica del Ebro

#### V.5.2.2 Implementación en model builder de ArcGis

El primer paso en la obtención del mapa de idoneidad lo representa la incorporación de los mapas de criterios elementales de IVNA-LSP (Figura IV-8). Los factores allí expuestos se agrupan en torno a su módulo de cálculo correspondiente, es decir, al potencial de infiltración (IP), potencial de desnitrificación (DP), vulnerabilidad intrínseca (GV) y cargas de nitrógeno (NS). Cada uno de estos módulos de cálculo representa un sub-modelo, de los cuales en la Figura V-4 a continuación, solo se muestra el diagrama correspondiente al módulo IP, identificado por la letra «A». El resultado es la reproducción de la estructura de agregación del modelo paramétrico IVNA-LSP, tal como se presentó en sección IV.3.7.

En la Figura V-4 a continuación, los elementos identificados como: NS\_LSP\_output, IP\_LSP\_output, DP\_LSP\_output y GV\_LSP\_output, representan archivos ráster temporales que son utilizados en la regla de ponderación final, a través de los operadores LSP secuenciales LSP1=DA y LSP2=CA.

Los elementos identificados con la letra P son aquellos indispensables para la ejecución del modelo.

<sup>24</sup> Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional: es un tratado intergubernamental que sirve de marco para la acción nacional y la cooperación internacional en pro de la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos.

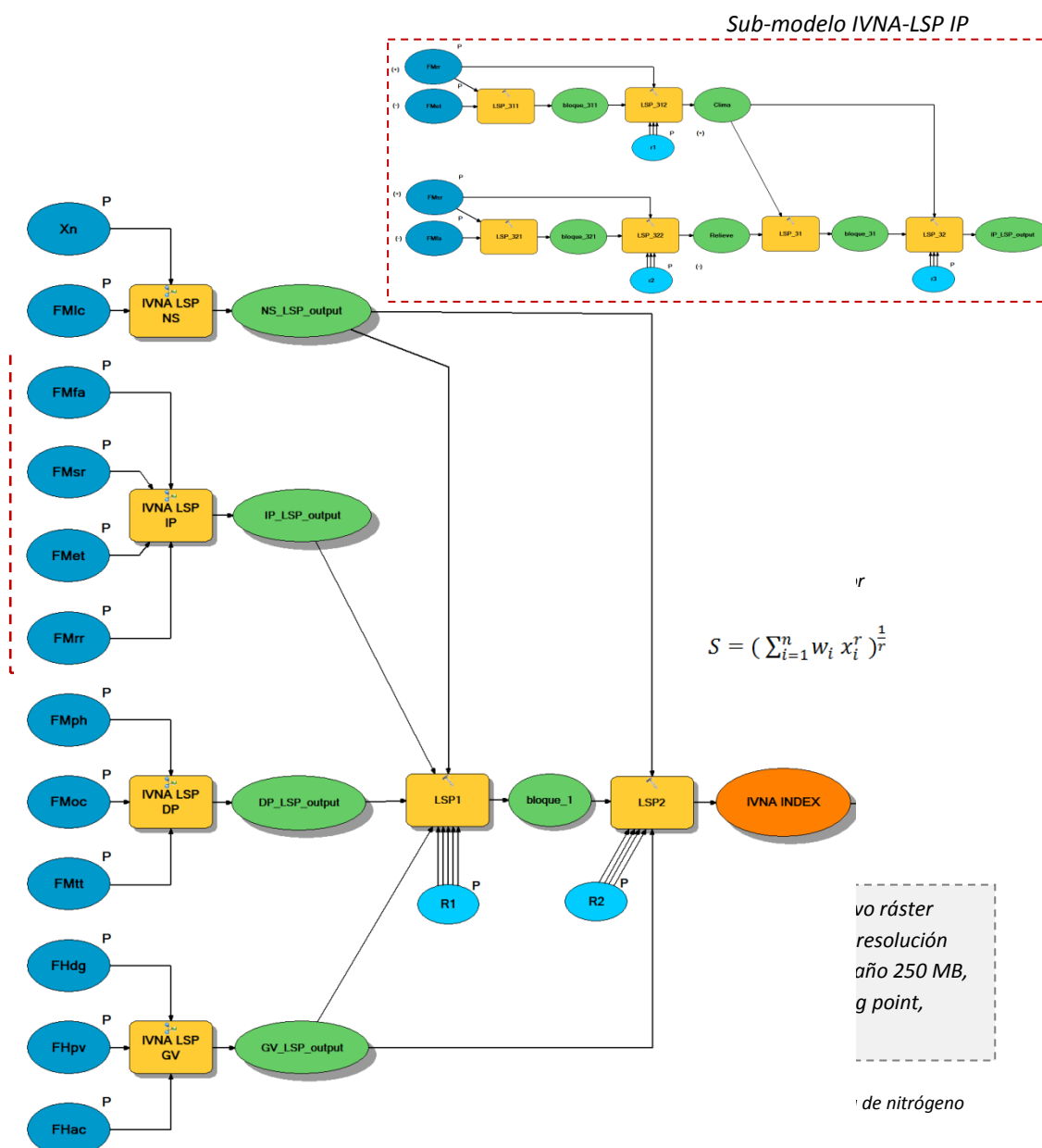


Figura V-4 Diagrama de la etapa inicial en el cálculo del mapa de idoneidad

El resultado o output de esta etapa inicial, es un archivo ráster identificado como «IVNA INDEX» con un tamaño de celda de 50 m y formato decimal. En la segunda etapa del modelo, este archivo será adaptado a un formato de número entero, para su integración con las capas ráster de los Factores de Restricción (FR).

La segunda etapa y final del modelo IVNA-ID, representada por la Figura V-5 a continuación, se inicia con el archivo IVNA INDEX obtenido en la etapa anterior. Acto seguido, mediante el *Ráster calculator* de ArcGis se procede a la transformación de su rango, tipo y resolución de pixel, llevándola al rango [0-100], tipo de pixel entero y resolución de 25m.

De manera paralela, se incorporan al modelo un total de 12 factores de restricción que representan: las pendientes prohibidas, zonas no agrícolas y la serie de áreas de protección en torno a las singularidades detalladas en la Tabla V-4. Estos factores de restricción son ráster booleanos, donde cada valor de píxel igual a «999» indica que es una zona restringida y sobre la cual no se puede esparcir la enmienda orgánica. En contrapartida, un valor igual a «0» implica que es una zona «apta», pero que deberá ser calificada en función del índice de vulnerabilidad denominando «IVNA\_ID\_25m».

Finalmente, el módulo **IDONEIDAD** realiza operaciones lógicas de intersección espacial entre los 12 factores booleanos y el archivo IVNA\_ID\_25m. El resultado final es el «**MAPA IDONEIDAD**», obtenido mediante la exclusión de las áreas restringidas y la jerarquización de IVNA-LSP.

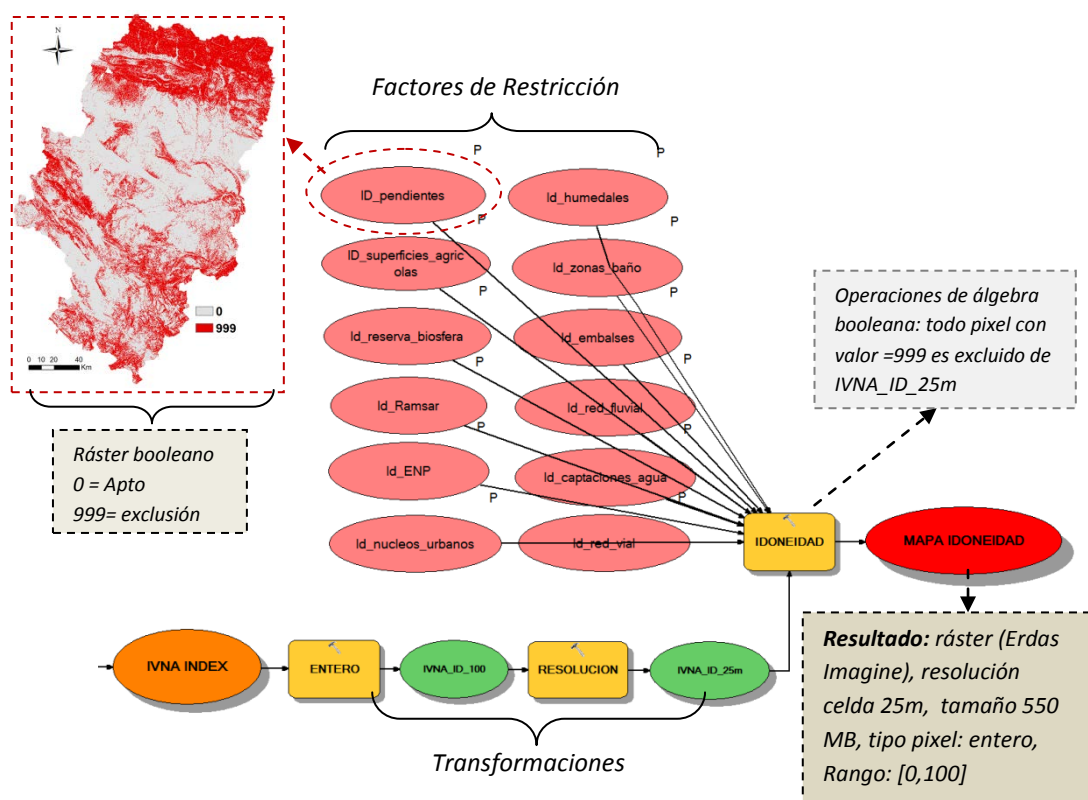


Figura V-5 Etapa final de cálculo del mapa de idoneidad



El procesamiento de los archivos ráster ha sido automatizado mediante la herramienta denominada **IVNA-ID** (Figura V-6). Esta aplicación permite al usuario navegar por las coberturas visibles en la Tabla de Contenidos (TOC), y seleccionar las capas ráster a través de menús desplegables de fácil acceso. Una vez que han sido seleccionadas la totalidad de las capas obligatorias (P) y transcurrido un tiempo aproximado de ejecución de 15 a 20 minutos, se despliega el archivo ráster final.

Es importante mencionar que esta herramienta puede ser exportada y utilizada en otras regiones de estudio, siempre y cuando se cumplan los requisitos de aplicación descritos en la sección III.1.2. Ámbito de aplicación de IVNA-LSP.

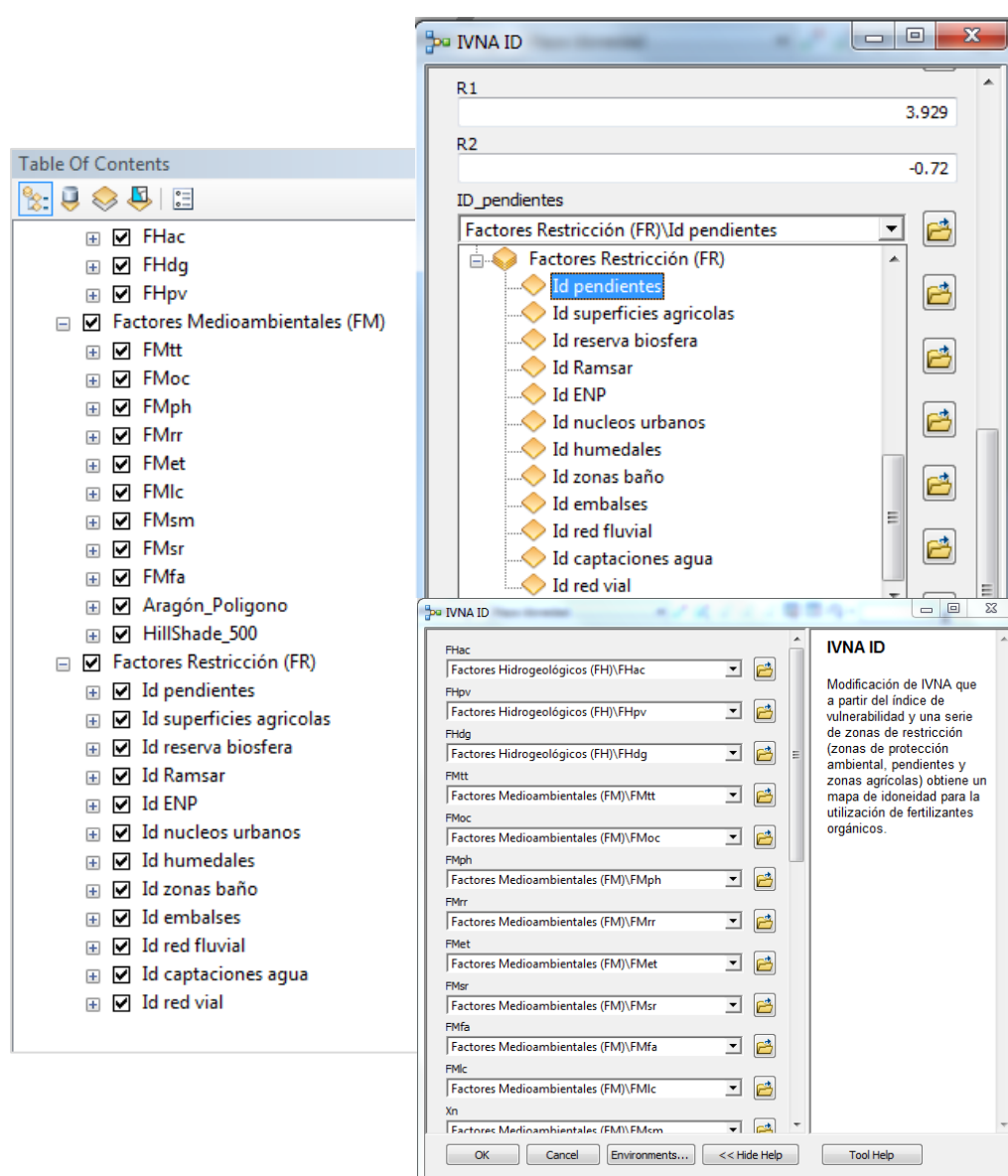


Figura V-6 Barra de herramientas para la ejecución de IVNA ID

### V.5.3 Resultados: Mapa de idoneidad para la aplicación de purines porcinos como fertilizante

El mapa de idoneidad presentado a continuación en la Figura V-7, se ha obtenido a partir de la ejecución de la herramienta **IVNA ID** descrita en la sección anterior. Respecto a la representación cartográfica, las zonas de color negro, las cuales aparecen reseñadas en la leyenda como «Zonas restricción», simbolizan aquellas superficies sobre las cuales no debe ser aplicada la enmienda orgánica. La clasificación adoptada para el resto de las superficies agrícolas disponibles en Aragón, se apoya en la jerarquización del riesgo a la contaminación por nitratos que proporciona el modelo paramétrico **IVNA-LSP**. Las zonas de color verde (clases I, II y III) son las **más idóneas** para la aplicación del purín, en tanto las zonas de tonalidades naranja (clases IV y V), aun cuando son aptas desde el punto de vista agronómico, presentarían un mayor riesgo medioambiental.

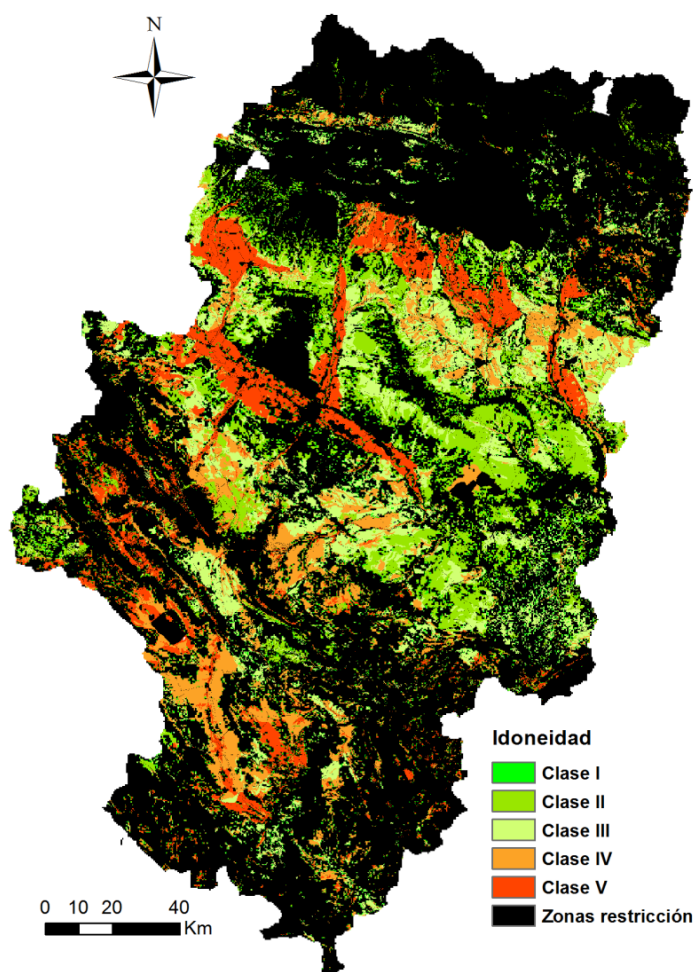


Figura V-7 Mapa de idoneidad de Aragón para la utilización de purines porcinos como fertilizante

La Comunidad Autónoma de Aragón tiene una extensión total de 4.772.958 ha, de las cuales el 49,1% son designadas como Superficie agrícola utilizable (SAU) (2.345.696 ha). En este contexto, el mapa de idoneidad propuesto en la Figura V-7 define como zonas «**aptas**» a un total de 1.778.449 ha, es decir al 76% de la SAU. Por lo tanto, a partir de esta propuesta de protección ambiental, se restringe una considerable porción del territorio aragonés, del orden del 14% (567.247 ha).

La Tabla V-5 a continuación presenta la distribución de las superficies en cada una de las clases de idoneidad del mapa propuesto. Las clases más idóneas para la aplicación de la enmienda orgánica (I, II y III) abarcan en su conjunto un total de **1.039.350 ha**, que representa un **21,78%** de la superficie de Aragón. En el caso de existir condiciones adecuadas de transporte y cercanía entre las zonas de concentración ganadera y las áreas de cultivos, esta superficie se considera lo suficientemente extensa como para asimilar la totalidad de purines de la cabaña porcina aragonesa.

Por otra parte, las clases IV y V con una superficie de 738.499 ha, son igualmente superficies «aptas» para la utilización de la enmienda orgánica. No obstante, en estas zonas se deberían seguir planes de control e inspección más rigurosos debido a la mayor fragilidad ambiental del territorio. De manera complementaria, la instauración de «ecotasas» a la instalación de nuevas explotaciones ganaderas, es una alternativa que debería ser evaluada como parte de los instrumentos de política ambiental con que cuenta la autoridad.

*Tabla V-5      Distribución de las superficies de Aragón y jerarquización de idoneidad*

| Clase               | Superficie (ha)  | Distribución (%) |
|---------------------|------------------|------------------|
| <b>I</b>            | <b>184.204</b>   | <b>3,86</b>      |
| <b>II</b>           | <b>394.066</b>   | <b>8,26</b>      |
| <b>III</b>          | <b>461.080</b>   | <b>9,66</b>      |
| IV                  | 396.076          | 8,31             |
| V                   | 342.423          | 7,17             |
| Zonas restricción   | 2.994.509        | 62,74            |
| <b>Total Aragón</b> | <b>4.772.958</b> | <b>100,00</b>    |

## **V.6 CONCLUSIONES**

La intensificación de las actividades agropecuarias, a través de la integración vertical de la tierra de cultivo, ganadería y producción de alimentos, ha traído consigo importantes presiones sobre el medioambiente. Si los residuos ganaderos se generan en zonas con una base territorial adecuada para asimilar la cantidad de nutrientes, no se presentarán problemas ambientales de consideración. En cambio en aquellas regiones con una alta densidad ganadera, es posible que se genere un déficit de tierras y de recursos hídricos que puedan degradar toda la materia orgánica disponible.

En Aragón, las explotaciones de ganado porcino exhiben un alto grado de intensificación. El crecimiento económico del sector se ha sustentado en la concentración y especialización de las actividades que conforman su cadena de producción, y apoyándose también en los contratos de integración entre ganaderos e industrias comercializadoras. En gran parte del territorio de la Comunidad Autónoma se observa un desequilibrio entre disponibilidad de nutrientes y necesidades de los cultivos, lo que se presenta como un gran desafío para la autoridad ambiental en calidad de garante del desarrollo sostenible.

Existe un gran interés sobre el riesgo ambiental que ejerce la concentración ganadera, lo que se materializa en un extenso marco legislativo comunitario, nacional y autonómico. Sin embargo, sus normas e indicadores de gestión presentan importantes limitaciones, tanto en su aplicabilidad, como en la capacidad de inspección que posee la autoridad. En tal sentido, la existencia de herramientas de planificación territorial, como la propuesta en esta tesis, se presentan como una alternativa que debe ser evaluada.

A través del desarrollo de las distintas secciones de este capítulo, se ha logrado exponer la singularidad de la gestión de los residuos del sector porcino, es decir, la variabilidad de su composición, el desequilibrio entre aportes y necesidades, y el coste de sus técnicas de tratamiento.

La heterogeneidad de la superficie agrícola de Aragón y la distribución de sus granjas porcinas, plantea un importante desafío en la gestión sostenible de los residuos generados por esta actividad productiva.

Una primera alternativa para abordar esta coyuntura es realizar una planificación basada en la gestión a escala de granja (dosificación, mejores técnicas disponibles), pero esta opción es de difícil implementación y control, debido a la limitada capacidad de fiscalización de la autoridad. Una segunda opción, se centra en la aplicación de técnicas avanzadas para la reducción de nutrientes (N/DN, DA), con la desventaja de su elevado coste de tratamiento. Por último, una tercera opción, que intenta afrontar el problema en base a un ordenamiento territorial coherente con la protección del medio ambiente, es el mapa de idoneidad para la aplicación de residuos orgánicos propuesto en esta tesis.

## VI. SINTESIS, APORTACIONES Y PERSPECTIVAS

El calentamiento de nuestro planeta es la respuesta a aspectos como la globalización político-económica, transformación de procesos sociales, pérdida de la biodiversidad y el cambio en los patrones de consumo. A pesar de la complejidad del cambio climático, cada país debe enfrentarse a este desafío reduciendo sus emisiones netas, donde el carácter global del problema hace que todo esfuerzo sea válido para la solución final.

La responsabilidad del sector agrícola y ganadero en las emisiones de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y NH<sub>3</sub>, y su nexo con el cambio climático es indiscutible. Sin embargo, no se debe olvidar que éste es un problema ligado al modelo de desarrollo de nuestra sociedad, donde cada vez se ejerce una mayor presión por el aumento de la productividad y la mayor necesidad de bienes y alimentos. Por lo tanto, cualquier medida de mitigación de estos gases y/o restricción de las actividades humanas debe ser coherente con la dinámica de los sectores productivos implicados, y a su vez responsable con la protección del medio ambiente.

En el sector agropecuario existe una gran variedad de técnicas de abatimiento de las emisiones atmosféricas. No obstante, todas ellas tienen un denominador común: un coste de implementación asociado, el cual se presenta como la principal barrera para su adopción, más aún considerando que el sector agrícola y ganadero debe «producir más» a un precio cada vez más competitivo.

Ante tal panorama, resulta más afín plantear alternativas de aprovechamiento y reutilización de los residuos del sector ganadero, que imponer cargas económicas cada vez más prohibitivas. Una adecuada planificación territorial de asignación de fertilizantes nitrogenados (minerales y orgánicos), permitirá valorizar económicamente un residuo y adicionalmente reducir los riesgos ambientales de su aplicación sobre las tierras agrícolas.

Las directrices de racionalización de los fertilizantes nitrogenados, como las emanadas de la Directiva de nitratos han probado tener un importante efecto en la reducción de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$  y las pérdidas totales de nitrógeno por lixiviación. A pesar de la claridad de las obligaciones que la Directiva impone a los estados miembros de la UE, la forma exacta en cómo definir las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (ZVN) queda libre a la interpretación de las administraciones.

En España, la metodología utilizada para la determinación de ZVN, más que en una planificación previsora, se basa en la evidencia del daño ambiental, designando como «zonas vulnerables» aquellos territorios en los cuales existen pruebas que demuestran la contaminación, lo que desde el punto de vista del autor de esta tesis, le otorgaría de manera más correcta la categoría de «vulnerada» o «afectada».

Debido a la oportunidad de desarrollar una planificación que se adecue a los principios del desarrollo sostenible, en esta tesis se propone una nueva metodología para la designación de zonas vulnerables. La metodología se enmarca dentro del concepto de **«vulnerabilidad»**, entendiendo que existen territorios que son más frágiles que otros a la contaminación; y no solo en lo que se refiere al riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, sino en un sentido más amplio, donde un territorio que carece de acuíferos consolidados, no necesariamente estará libre del «riesgo ambiental», ya que podría estar sometido a fenómenos como la acidificación de los suelos o eutrofización.

El principal producto de esta tesis, ha sido la formalización de un modelo paramétrico de evaluación multicriterio (EMC): Índice de Vulnerabilidad a Nitratos de origen Agrario (IVNA), implementado a través de un novedoso enfoque de preferencia lógica (LSP), el que define distintos grados de vulnerabilidad del territorio en función de sus características hidrogeológicas y medioambientales.

El sector del ganado porcino aragonés ha experimentado un gran desarrollo en los últimos años, concentrando más del 22% de los cerdos de cebo producidos a nivel nacional. Esta situación se ha traducido en una gran cantidad de residuos que deben ser gestionados a través de centros gestores de estiércoles o mediante la construcción de plantas de tratamientos avanzados (N/DN y DA). No obstante, su capacidad de gestión es limitada y su coste sería una de las principales barreras para su aceptación por parte del sector ganadero.

Bajo esta perspectiva, el segundo producto de esta tesis ha sido el desarrollo de un mapa de idoneidad para la aplicación de fertilizantes orgánicos. Esta herramienta se construyó a partir del modelo IVNA-LSP y fue complementada con una serie de factores de restricción, designando los terrenos más idóneos de Aragón para la aplicación de enmiendas.

## VI.1 APORTACIONES

La aportación principal de esta tesis es el haber abordado desde una visión global el problema de la vulnerabilidad del territorio ante la contaminación de nitratos de origen agrario, y propuesto una metodología objetiva para la jerarquización de la vulnerabilidad del territorio en función de sus características, centrando el estudio en el territorio aragonés.

Debido a las características del sector agropecuario, y a la variabilidad del paisaje en el cual se enmarca el amplio abanico de sus actividades productivas, el hecho de desarrollar una propuesta que se centre en la organización territorial, se presenta como una alternativa más coherente con la situación económica actual.

Dentro de las fuentes de contaminación difusa por nitratos, la fertilización agrícola (mineral u orgánica) es una actividad que afecta a distintos actores del sector agropecuario, desde el ganadero que debe disponer de terrenos en los cuales depositar estos subproductos de su actividad, hasta la autoridad ambiental que debe velar por el cumplimiento de las normativas medioambientales vigentes. Cada uno de los involucrados en el tratamiento y disposición final de residuos ganaderos intenta cumplir las restricciones ambientales para mantener la calidad de los recursos naturales y proteger al ser humano.

El ámbito de aplicación del modelo IVNA-LSP se extiende a regiones en las cuales se presente: i) ausencia de una metodología que determine zonas vulnerables ante la contaminación de nitratos y/o ii) necesidad de una herramienta que permita determinar zonas con distintos niveles de fragilidad ambiental ante la carga adicional de fuentes de nitrógeno.

## Capítulo II

En este capítulo se ha presentado el contexto general del concepto de «vulnerabilidad del territorio» abordado en esta tesis. Se ha realizado una breve explicación de la complejidad de las emisiones nitrogenadas del sector agropecuario.

A partir de la revisión bibliográfica de los llamados «Índices de vulnerabilidad» y del análisis de la situación de España en materias de determinación de ZVN, se deduce la necesidad de una metodología que sistematice y que otorgue transparencia a los criterios que son utilizados para dicha labor.

En este capítulo también se ha desarrollado un análisis geoestadístico de la concentración de nitratos de las aguas subterráneas, lo cual generó un marco introductorio al problema de heterogeneidad espacial del fenómeno de contaminación.



Debido a que la concentración de nitratos en las aguas subterráneas de Aragón presenta una alta heterogeneidad, los métodos de interpolación espacial no permiten obtener mapas de predicción adecuados. Por lo tanto, se concluye que la presencia de nitratos no puede ser explicada únicamente por las cargas de fertilizantes minerales adicionadas a las superficies de cultivo de Aragón; y que la búsqueda de causas que expliquen estas diferencias, debe enfocarse tanto en las características físicas y medioambientales del territorio, como en las cargas adicionales de nitrógeno que se introducen en el sistema.

### **Capítulo III**

En este capítulo se ha presentado el marco teórico de la modelización paramétrica y la base para la formalización de IVNA-LSP. A partir de funciones de pertenencia Fuzzy se ha realizado la normalización de 11 factores que son los datos de partida del modelo paramétrico.

Uno de los principales desafíos de esta tesis era establecer zonas con distintos grados de vulnerabilidad. Por tal razón, a través de la puntuación de cada uno de los factores se ha intentado sistematizar el concepto de vulnerabilidad del territorio, bajo la premisa de que el grado de fragilidad ambiental no es bajo ningún concepto una constante.

A través de la selección de los factores de IVNA-LSP, se ha pretendido representar a los componentes fundamentales de la vulnerabilidad intrínseca y específica del territorio. Los factores hidrogeológicos intentan modelar la vulnerabilidad de las masas de aguas subterráneas. Por otra parte, los factores medioambientales han pretendido modelar el efecto facilitador de la infiltración y el efecto moderador del sustrato edáfico a través del proceso de desnitrificación.

A parte de proponer un método para determinar la vulnerabilidad del territorio a escala regional con información gratuita y de fácil acceso, otro de los aportes del modelo IVNA-LSP es que la evaluación se realiza a través de criterios objetivos y claramente fundamentados.

La mayoría de los efectos que tienen los factores considerados por IVNA-LSP podrían de igual forma ser reproducidos a través de escalas discretas de puntuación. Sin embargo, a juicio del autor de esta tesis, el principal problema de los modelos paramétricos de EMC es la subjetividad a la cual están sometidos, subjetividad que tiene su origen en sus escalas de puntuación. Por tal razón, la forma más coherente de disminuir estas deficiencias, es sentar las bases y las escalas de puntuación de la manera más objetiva posible.

## Capítulo IV

En el desarrollo de este capítulo se ha definido la estructura del modelo paramétrico de vulnerabilidad del territorio con los factores normalizados en el capítulo previo. El modelo propuesto se ha diseñado mediante el enfoque original de Logic Scoring of Preferences (LSP), el cual integra operadores booleanos de agregación que permiten establecer distintos grados de preferencia lógica. Como producto final se ha presentado el mapa de vulnerabilidad del territorio de Aragón ante el fenómeno de contaminación por nitratos de origen agrario.

En este capítulo se han descrito los principales métodos disponibles para obtener las ponderaciones de los factores, al igual que las técnicas de evaluación multicriterio que se utilizan en la agregación de los parámetros. No obstante, la finalidad no ha sido la de realizar una revisión bibliográfica exhaustiva, sino dejar patente que las técnicas seleccionadas en esta tesis, satisfacen los requerimientos de un proceso de modelización tradicional.

Los modelos de evaluación multicriterio son una herramienta útil para evaluar problemas multidimensionales; sin embargo, muchas de las críticas a las cuales son sometidos se centran en el carácter compensatorio de algunas configuraciones. En consecuencia, a través de la selección de la técnica LSP se ha intentado dar solución a esta cuestión.

La naturaleza subjetiva de la EMC hace que su validación sea una tarea cuando menos compleja. Aunque el AS es una práctica común en el campo de la EMC, en estricto rigor, lo que se prueba con ella es la robustez del modelo e importancia de los factores, pero se deja de lado la verificación. Por esta razón, adicionalmente, se ha aplicado una útil técnica de correlación estadística que ha validado los resultados del mapa de vulnerabilidad propuesto para Aragón.

A partir del análisis del mapa de vulnerabilidad de Aragón, se aprecia que la principal fortaleza de la configuración lógica no compensatoria de IVNA LSP, es que permite obtener un mayor nivel de certeza en la calificación de «zonas vulnerables» o «no vulnerables». Asimismo, permite disminuir los territorios calificados en zonas de vulnerabilidad intermedia, los cuales desde el punto de vista de la planificación, son de difícil interpretación.

## Capítulo V

En este capítulo se ha generado un mapa de idoneidad ante la acción de una actividad potencialmente contaminante. Esta cartografía se presenta como una herramienta de gestión de residuos orgánicos de origen animal, estableciendo zonas ambientalmente idóneas a la aplicación de purines como enmienda de los cultivos de Aragón.

En la Comunidad Autónoma de Aragón las explotaciones de ganado porcino exhiben un alto grado de intensificación. El crecimiento económico del sector se ha sustentado en la concentración y especialización de las actividades que conforman su cadena de producción.

Si bien es cierto, las empresas integradoras han generado por una parte una dinamización del sector y también han liberado al ganadero de los riesgos asociados a las fluctuaciones del mercado de los piensos; por otra parte, han disminuido de manera radical la capacidad de gestión e independencia del ganadero.

En este capítulo, a través de las distintas secciones, se ha logrado exponer la singularidad de la gestión de los residuos del sector porcino, es decir, la variabilidad de su composición, el desequilibrio entre aportes y necesidades, y el coste de sus técnicas de tratamiento.

Una primera alternativa para abordar esta coyuntura es realizar una planificación basada en la gestión a escala de granja (dosificación, mejores técnicas disponibles). Sin embargo, esta opción es de difícil implementación y control, debido a la limitada capacidad de fiscalización de la autoridad. Una segunda opción, se centra en la aplicación de técnicas avanzadas para la reducción de nutrientes (N/DN, DA), con la desventaja de su elevado coste de tratamiento. Una tercera opción, que intenta afrontar el problema en base a un ordenamiento territorial coherente con la protección del medio ambiente, es el mapa de idoneidad para la aplicación de residuos orgánicos propuesto en esta tesis.

Por último, la creación de la herramienta IVNA ID por medio del model builder de ArcGis, permite su aplicación por parte de cualquier usuario con un nivel medio de conocimientos en lo que sistemas de información geográfica respecta.

## VI.2 PERSPECTIVAS Y LÍNEAS FUTURAS DE TRABAJO

La necesidad de desarrollar metodologías para la determinación de zonas vulnerables ante la contaminación por nitratos es actualmente innegable, además de ser una obligación impuesta por la legislación ambiental vigente.

La gestión de los residuos ganaderos de Aragón representa un importante desafío para la autoridad ambiental, al igual que un potencial nada desdeñable en lo que se refiere a la reducción de las emisiones nitrogenadas del sector agropecuario, más aún en la situación actual de la evolución de la concentración atmosférica de GEI, en la que cualquier reducción de emisiones, por mínima que sea, es y será necesaria.

El hecho de que la implementación de la Directiva de Nitratos, por sí sola, haya conseguido disminuir las emisiones de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  del sector agropecuario de la UE en un 3,4% y 6,3%, respectivamente, y que también haya logrado una considerable disminución (16,4%) del nitrógeno lixiviado hacia las aguas superficiales y subterráneas (EC, 2009), nos da una idea de los abatimientos que se pueden alcanzar mediante la correcta aplicación de la legislación. No obstante, esta situación también otorga una perspectiva crítica entre los países de la UE que no han planteado una propuesta adecuada y entre aquellos que han aplicado la Directiva de manera más rigurosa. España presenta reducciones por debajo de la media de la Unión Europea, esto es, 2,8% ( $\text{NH}_3$ ), 2,1% ( $\text{N}_2\text{O}$ ) y 7,9% (N lixiviado); en el otro extremo se sitúa Holanda, que ha alcanzado reducciones de 15,8%, 19,9% y 59,5%, respectivamente.

En esta tesis se han establecido las bases y la estructura de un modelo de vulnerabilidad ante un fenómeno de contaminación, bajo la forma de un sistema de información geográfica que permite la modificación de las capas de información, pero no así la importancia relativa de cada uno de los factores de IVNA-LSP. En tal sentido, se podría ampliar su versatilidad mediante la posibilidad de introducir los pesos asociados a cada uno de los niveles de agregación. Igualmente sería posible extender su ámbito de aplicación a otras zonas con condiciones agroclimáticas distintas a las planteadas para Aragón.

Los pesos de los factores de IVNA-LSP han sido obtenidos mediante encuestas AHP realizadas a un panel de expertos, los cuales han sido sometidos a una situación hipotética de contaminación, pero siempre dentro de un rango de normalidad. Una alternativa para mejorar la precisión y representatividad del modelo sería extender la realización de la encuesta a un mayor número de participantes y considerar distintos escenarios y condiciones agroclimáticas.

En la formalización de la estructura de agregación de IVNA-LSP, los valores que adquieren los operadores LSP han sido definidos según el criterio del autor de esta tesis; por lo

tanto, otra labor que deberá ser abordada es el estudio del efecto que tiene la selección de distintos niveles de *Andness/Orness* sobre el resultado final.

En el caso de aplicar el modelo en otras CC.AA. además del trabajo de desarrollo de la aplicación SIG, sería necesario mejorar y validar la fiabilidad de los diferentes factores del modelo de EMC. IVNA-LSP ha utilizado información pública y gratuita, donde la información relativa al potencial de desnitrificación (pH, carbono orgánico, textura) ha sido obtenida de mapas europeos, y como tal, su resolución espacial puede ser mejorada a través de estudios locales. En el caso de los factores inherentes a la vulnerabilidad intrínseca, debido a su importancia en el contexto de vulnerabilidad global, se deberá verificar la rigurosidad de los mapas piezométricos y la densidad de los puntos de control de las Confederaciones Hidrográficas respectivas.

Los resultados que emanan de la aplicación del modelo propuesto en esta tesis, es decir, mapas de vulnerabilidad, deben ser vistos dentro de un contexto de planificación regional y con un carácter orientativo. La comprensión de la dinámica de los nitratos deberá ser necesariamente abordada a través de estudios extensivos de campo, que permitan interpretar la interacción entre las zonas no saturadas y saturadas, determinar el grado de influencia de las actividades agrarias, y así valorar el comportamiento espacial y temporal de los nitratos en las masas de agua subterráneas.

A nivel europeo, aún no ha sido posible establecer una relación de causalidad entre los aportes de nitrógeno y las mediciones de nitratos de las aguas subterráneas (EEA, 2000), si bien se han desarrollado modelos que intentan establecer el impacto que tiene el uso del suelo sobre la contaminación por nitratos de los acuíferos subyacentes (Almasri y Kaluarachchi, 2007). Los resultados de esta tesis sugieren que la designación y seguimiento de una ZVN debe plantearse desde un punto de vista dinámico y multidisciplinar, donde si bien los mapas de vulnerabilidad obtenidos a través de índices pueden orientar a la autoridad, estos deben ser complementados y contrastados con estudios locales como los desarrollados por Arauzo *et al.* (2010).

La propuesta del mapa de idoneidad es una primera aproximación para abordar la problemática de la gestión de residuos orgánicos en zonas excedentarias, que considera principalmente la protección del medioambiente, y como tal, se perfila como una herramienta diseñada en base a la capacidad ecológica o capacidad de asimilación medioambiental. Esta herramienta debe ser perfeccionada de tal forma que considere aspectos económicos y sociales, y responda así a una definición extendida de la «capacidad medioambiental de acogida» como la aportada por Liu y Borthwick (2011).

La presión medioambiental y social que ejerce la concentración de las actividades agropecuarias es incuestionable. En respuesta a ello, el órgano competente establece normativas de regulación y restricción, como son: i) restringir nuevas instalaciones, ii) regular los aportes máximos de aporte de nutrientes, iii) controlar la dosificación de fertilizantes, iv) controlar los orígenes y destinos de residuos orgánicos (registros de producción y destinos de estiércoles), v) promoción de centros de tratamientos avanzados, vi) designación de perímetros de protección y zonas vulnerables, entre otras. Todas estas medidas buscan dar solución a problemas ya latentes, además, muchas de ellas tienen un alto coste asociado (digestión anaerobia) o son de difícil fiscalización (movimientos de estiércoles y purines).

Desde una perspectiva ideal, el ordenamiento agropecuario y la autorización de nuevas instalaciones, debería ir en consonancia con la capacidad de acogida específica para una determinada actividad. En tal sentido, en el caso de las instalaciones ganaderas, un desafío es conseguir unificar el conjunto de sus presiones ambientales a través de un indicador de su «huella ecológica». El indicador deberá ser capaz de cuantificar el riesgo no solo de la lixiviación de nitratos, sino que también deberá, de manera objetiva, considerar la capacidad de asimilación atmosférica de las emisiones nitrogenadas, la eutrofización de las aguas y la acidificación de los suelos.

## VII. Referencias bibliográficas

- AARNINK, A. & VERSTEGEN, M. 2007. NUTRITION, KEY FACTOR TO REDUCE ENVIRONMENTAL LOAD FROM PIG PRODUCTION. *LIVESTOCK SCIENCE*, 109, 194-203.
- AARNINK, A. J. A., VAN OUWERKERK, E. N. J. & VERSTEGEN, M. W. A. 1992. A MATHEMATICAL MODEL FOR ESTIMATING THE AMOUNT AND COMPOSITION OF SLURRY FROM FATTENING PIGS. *LIVESTOCK PRODUCTION SCIENCE*, 31, 133-147.
- ABBASI, M. K. & ADAMS, W. A. 2000. GASEOUS N EMISSION DURING SIMULTANEOUS NITRIFICATION-DENITRIFICATION ASSOCIATED WITH MINERAL N FERTILIZATION TO A GRASSLAND SOIL UNDER FIELD CONDITIONS. *SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY*, 32, 1251-1259.
- ABBATT, J. P. D., BENZ, S., CZICZO, D. J., KANJI, Z., LOHMANN, U. & MÖHLER, O. 2006. SOLID AMMONIUM SULFATE AEROSOLS AS ICE NUCLEI: A PATHWAY FOR CIRRUS CLOUD FORMATION. *SCIENCE*, 313, 1770-1773.
- AFSHAR, A., MARIÑO, M., EBTEHAJ, M. & MOOSAVI, J. 2007. RULE-BASED FUZZY SYSTEM FOR ASSESSING GROUNDWATER VULNERABILITY. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING*, 133, 532-540.
- AGRAWAL, G., LUNKAD, S. & MALKHED, T. 1999A. DIFFUSE AGRICULTURAL NITRATE POLLUTION OF GROUNDWATERS IN INDIA. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 39, 67-75.
- AGRAWAL, G. D., LUNKAD, S. K. & MALKHED, T. 1999B. DIFFUSE AGRICULTURAL NITRATE POLLUTION OF GROUNDWATERS IN INDIA. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 39, 67-75.
- AGUARON, J. & MORENO-JIMÉNEZ, J. M. A. 2003. THE GEOMETRIC CONSISTENCY INDEX: APPROXIMATED THRESHOLDS. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 147, 137-145.
- AL-ADAMAT, R. A., FOSTER, I. D. & BABAN, S. M. 2003. GROUNDWATER VULNERABILITY AND RISK MAPPING FOR THE BASALTIC AQUIFER OF THE AZRAQ BASIN OF JORDAN USING GIS, REMOTE SENSING AND DRASTIC. *APPLIED GEOGRAPHY*, 23, 303-324.
- ALMASRI, M. N. & KALUARACHCHI, J. J. 2007. MODELING NITRATE CONTAMINATION OF GROUNDWATER IN AGRICULTURAL WATERSHEDS. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 343, 211-229.
- ÁLVAREZ, J., OTERO, L., LEMA, J. & OMIL, F. 2010. THE EFFECT AND FATE OF ANTIBIOTICS DURING THE ANAEROBIC DIGESTION OF PIG MANURE. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 101, 8581-8586.
- ALLER, L., LEHR, J. H., PETTY, R. & BENNETT, T. 1987. DRASTIC—A STANDARDIZED SYSTEM TO EVALUATE GROUNDWATER POLLUTION POTENTIAL USING HYDROGEOLOGIC SETTING. *JOURNAL OF THE GEOLOGICAL SOCIETY OF INDIA*, 29, 23-37.
- ANEJA, V. P., ROELLE, P. A., MURRAY, G. C., SOUTHERLAND, J., ERISMAN, J. W., FOWLER, D., ASMAN, W. A. & PATNI, N. 2001. ATMOSPHERIC NITROGEN COMPOUNDS II: EMISSIONS, TRANSPORT, TRANSFORMATION, DEPOSITION AND ASSESSMENT. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*, 35, 1903-1911.
- ARAUZO, M., MARTÍNEZ-BASTIDA, J. J., VALLADOLID, M. & DÍEZ, J. 2010. FIELD EVALUATION OF GEE PASSIVE CAPILLARY LYSIMETERS FOR MONITORING DRAINAGE IN NON-GRAVELLY AND GRAVELLY ALLUVIAL SOILS: A USEFUL TOOL TO ESTIMATE NITROGEN LEACHING FROM AGRICULTURE. *AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT*, 97, 465-474.
- ASMAN, W. A., SUTTON, M. A. & SCHJØRRING, J. K. 1998. AMMONIA: EMISSION, ATMOSPHERIC TRANSPORT AND DEPOSITION. *NEW PHYTOLOGIST*, 139, 27-48.
- ASSAF, H. & SAADEH, M. 2009. GEOSTATISTICAL ASSESSMENT OF GROUNDWATER NITRATE CONTAMINATION WITH REFLECTION ON DRASTIC VULNERABILITY ASSESSMENT: THE CASE OF THE UPPER LITANI BASIN, LEBANON. *WATER RESOURCES MANAGEMENT*, 23, 775-796.
- AUBERT, P. J. 1986. THE SITING OF NUCLEAR POWER PLANTS IN THE NETHERLANDS: ON THE POSSIBLE USE OF MULTICRITERIA DECISION METHODS IN ENERGY POLICY. . *ENERGY SCIENCE PROJECT, DEPARTMENT OF INORGANIC CHEMISTRY, STATE UNIVERSITY OF UTRECHT, THE NETHERLANDS*.

- BABIKER, I. S., MOHAMED, M. A. A., TERAQ, H., KATO, K. & OHTA, K. 2004. ASSESSMENT OF GROUNDWATER CONTAMINATION BY NITRATE LEACHING FROM INTENSIVE VEGETABLE CULTIVATION USING GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM. *ENVIRONMENT INTERNATIONAL*, 29, 1009-1017.
- BALSARI, P., DINUCCIO, E. & GIOELLI, F. A LOW COST SOLUTION FOR AMMONIA EMISSION ABATEMENT FROM SLURRY STORAGE. INTERNATIONAL CONGRESS SERIES, 2006. ELSEVIER, 323-326.
- BANAI, R. 1993. FUZZINESS IN GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEMS: CONTRIBUTIONS FROM THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS<sup>†</sup>. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SCIENCE*, 7, 315-329.
- BARREDO, J. I. 1996. SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA Y EVALUACIÓN MULTICRITERIO EN LA ORDENACIÓN DEL TERRITORIO.
- BARRINGER, T., DUNN, D., BATTAGLIN, W. & VOWINKEL, E. 2007. PROBLEMS AND METHODS INVOLVED IN RELATING LAND USE TO GROUNDWATER QUALITY. *JAWRA JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION*, 26, 1-9.
- BARRINGTON, S. & MORENO, R. G. 1995. SWINE MANURE NITROGEN CONSERVATION IN STORAGE USING SPHAGNUM MOSS. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY*, 24, 603-607.
- BATZIAS, F., SIDIRAS, D. & SPYROU, E. 2005. EVALUATING LIVESTOCK MANURES FOR BIOGAS PRODUCTION: A GIS BASED METHOD. *RENEWABLE ENERGY*, 30, 1161-1176.
- BEAUCHAMP, E. G. 1997. NITROUS OXIDE EMISSION FROM AGRICULTURAL SOILS. *CANADIAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE*, 77, 113-123.
- BECCALI, M., COLUMBA, P., D'ALBERTI, V. & FRANZITTA, V. 2009. ASSESSMENT OF BIOENERGY POTENTIAL IN SICILY: A GIS-BASED SUPPORT METHODOLOGY. *BIOMASS AND BIOENERGY*, 33, 79-87.
- BEDIENT, P. B., RIFAI, H. S. & NEWELL, C. J. 1994. *GROUND WATER CONTAMINATION: TRANSPORT AND REMEDIATION*, PRENTICE-HALL INTERNATIONAL, INC.
- BEHZADIAN, M., KAZEMZADEH, R., ALBADVI, A. & AGHDASI, M. 2010. PROMETHEE: A COMPREHENSIVE LITERATURE REVIEW ON METHODOLOGIES AND APPLICATIONS. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 200, 198-215.
- BEINAT, E. & NIJKAMP, P. 2007. *MULTICRITERIA ANALYSIS FOR LAND-USE MANAGEMENT*, SPRINGER.
- BELTON, V. 1986. A COMPARISON OF THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS AND A SIMPLE MULTI-ATTRIBUTE VALUE FUNCTION. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 26, 7-21.
- BELTON, V. & GEAR, T. 1983. ON A SHORT-COMING OF SAATY'S METHOD OF ANALYTIC HIERARCHIES. *OMEGA*, 11, 228-230.
- BERGE, E., BARTNICKI, J., OLENDZYSKI, K. & TSYRO, S. 1999. LONG-TERM TRENDS IN EMISSIONS AND TRANSBOUNDARY TRANSPORT OF ACIDIFYING AIR POLLUTION IN EUROPE. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 57, 31-50.
- BERTORA, C., ALLUVIONE, F., ZAVATTARO, L., VAN GROENIGEN, J. W., VELTHOF, G. & GRIGNANI, C. 2008. PIG SLURRY TREATMENT MODIFIES SLURRY COMPOSITION, N<sub>2</sub>O, AND CO<sub>2</sub> EMISSIONS AFTER SOIL INCORPORATION. *SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY*, 40, 1999-2006.
- BINDOFF, N. L., WILLEBRAND, J., ARTALE, V., CAZENAVE, A., GREGORY, J., GULEV, S., HANAWA, K., LE QUÉRÉ, C., LEVITUS, S., NOJIRI, Y., SHUM, C. K., TALLEY, L. D. & UNNIKRISSNAN, A. 2007. OBSERVATIONS: OCEANIC CLIMATE CHANGE AND SEA LEVEL. IN: CLIMATE CHANGE 2007: THE PHYSICAL SCIENCE BASIS (FOURTH ASSESSMENT REPORT). CAMBRIDGE, UNITED KINGDOM: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS.
- BLACKBURN, W. 1975. FACTORS INFLUENCING INFILTRATION AND SEDIMENT PRODUCTION OF SEMIARID RANGELANDS IN NEVADA. *WATER RESOUR. RES.*, 11, 929-937.
- BOADI, D., BENCHAAAR, C., CHIQUELLE, J. & MASSÉ, D. 2004. MITIGATION STRATEGIES TO REDUCE ENTERIC METHANE EMISSIONS FROM DAIRY COWS: UPDATE REVIEW. *CANADIAN JOURNAL OF ANIMAL SCIENCE*, 84, 319-335.
- BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J., SPRANGER, T., ALKEMADE, R., ASHMORE, M., BUSTAMANTE, M., CINDERBY, S., DAVIDSON, E. & DENTENER, F. 2010. GLOBAL ASSESSMENT OF NITROGEN DEPOSITION EFFECTS ON TERRESTRIAL PLANT DIVERSITY: A SYNTHESIS. *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, 20, 30-59.



- BOBBINK, R., HORNING, M. & ROELOFS, J. G. 1998. THE EFFECTS OF AIR - BORNE NITROGEN POLLUTANTS ON SPECIES DIVERSITY IN NATURAL AND SEMI - NATURAL EUROPEAN VEGETATION. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 86, 717-738.
- BÖHLKE, J. & DENVER, J. 1995. COMBINED USE OF GROUNDWATER DATING, CHEMICAL, AND ISOTOPIC ANALYSES TO RESOLVE THE HISTORY AND FATE OF NITRATE CONTAMINATION IN TWO AGRICULTURAL WATERSHEDS, ATLANTIC COASTAL PLAIN, MARYLAND. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 31, 2319-2339.
- BÖHNER, J., BLASCHKE, T. & MONTANARELLA, L. 2008. CONTINENTAL-SCALE DIGITAL SOIL MAPPING USING EUROPEAN SOIL PROFILE DATA: SOIL PH. *SAGA - SECONDS OUT. HAMBURGER BEITRÄGE ZUR PHYSISCHEN GEOGRAPHIE UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE, VOL.19, 113PP.*
- BOLIN, B. 1998. THE KYOTO NEGOTIATIONS ON CLIMATE CHANGE: A SCIENCE PERSPECTIVE. *SCIENCE*, 279, 330-331.
- BONMATÍ, A. 2001. USE OF THERMAL ENERGY TO IMPROVE ANAEROBIC DIGESTION OF PIG SLURRY AND RECOVERY OF PRODUCTS OF INTEREST. . *DOCTORAL THESIS. UNIVERSITY OF LLEIDA.*
- BONMATÍ, A. & MAGRÍ, A. 2007. TECNOLOGÍAS APLICABLES EN EL TRATAMIENTO DE LAS DEYECCIONES GANADERAS: UN ELEMENTO CLAVE PARA MEJORAR SU GESTIÓN. *RESIDUOS*, 46-69.
- BOTHE, H., FERGUSON, S. & NEWTON, W. E. 2006. *BIOLOGY OF THE NITROGEN CYCLE*, ELSEVIER SCIENCE.
- BOULDING, J. R. & GINN, J. S. 2003. *PRACTICAL HANDBOOK OF SOIL, VADOSE ZONE, AND GROUND-WATER CONTAMINATION: ASSESSMENT, PREVENTION, AND REMEDIATION*, CRC.
- BOUWMAN, A., LEE, D., ASMAN, W., DENTENER, F., VAN DER HOEK, K. & OLIVIER, J. 1997. A GLOBAL HIGH - RESOLUTION EMISSION INVENTORY FOR AMMONIA. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, 11, 561-587.
- BOUWMAN, A., VAN DER HOEK, K. & OLIVIER, J. 1995. UNCERTAINTIES IN THE GLOBAL SOURCE DISTRIBUTION OF NITROUS OXIDE. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, 100, 2785-2800.
- BOUWMAN, A. F. 1996. DIRECT EMISSION OF NITROUS OXIDE FROM AGRICULTURAL SOILS. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS*, 46, 53-70.
- BRADFORD, J., FERRIS, J. & REMLEY, P. 1987. INTERRILL SOIL EROSION PROCESSES: I. EFFECT OF SURFACE SEALING ON INFILTRATION, RUNOFF, AND SOIL SPLASH DETACHMENT. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 51, 1566-1571.
- BRADY, N. C. & WEIL, R. R. 1996. *THE NATURE AND PROPERTIES OF SOILS*, PRENTICE-HALL INC.
- BRANS, J.-P. & MARESCHAL, B. 2005. PROMETHEE METHODS. *MULTIPLE CRITERIA DECISION ANALYSIS: STATE OF THE ART SURVEYS*. SPRINGER.
- BRANS, J. P., MARESCHAL, B. & VINCKE, P. 1984. PROMETHEE: AN NEW FAMILY OF OUTRANKING METHODS IN MULTI-CRITERIA ANALYSIS. *INFORS, OPERATIONAL RESEARCH'84, ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS.*
- BREMNER, J. & SHAW, K. 1958. DENITRIFICATION IN SOIL. II. FACTORS AFFECTING DENITRIFICATION. *THE JOURNAL OF AGRICULTURAL SCIENCE*, 51, 40-52.
- BRIMBLECOMBE, P. 1986. *AIR COMPOSITION AND CHEMISTRY. CAMBRIDGE ENVIRONMENTAL CHEMISTRY SERIES.*, CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS.
- BRODERICK, G. A. 2003. EFFECTS OF VARYING DIETARY PROTEIN AND ENERGY LEVELS ON THE PRODUCTION OF LACTATING DAIRY COWS. *JOURNAL OF DAIRY SCIENCE*, 86, 1370-1381.
- BROUWER, R. & VAN EK, R. 2004. INTEGRATED ECOLOGICAL, ECONOMIC AND SOCIAL IMPACT ASSESSMENT OF ALTERNATIVE FLOOD CONTROL POLICIES IN THE NETHERLANDS. *ECOLOGICAL ECONOMICS*, 50, 1-21.
- BRYAN, R. & POESEN, J. 1989. LABORATORY EXPERIMENTS ON THE INFLUENCE OF SLOPE LENGTH ON RUNOFF, PERCOLATION AND RILL DEVELOPMENT. *EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS*, 14, 211-231.
- BURFORD, J. & BREMNER, J. 1975. RELATIONSHIPS BETWEEN THE DENITRIFICATION CAPACITIES OF SOILS AND TOTAL, WATER-SOLUBLE AND READILY DECOMPOSABLE SOIL ORGANIC MATTER. *SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY*, 7, 389-394.

- BURKART, M. & STONER, J. 2002. NITRATE IN AQUIFERS BENEATH AGRICULTURAL SYSTEMS. *WATER SCIENCE & TECHNOLOGY*, 45, 19-29.
- BURKART, M. R. & KOLPIN, D. W. 1993. HYDROLOGIC AND LAND-USE FACTORS ASSOCIATED WITH HERBICIDES AND NITRATE IN NEAR-SURFACE AQUIFERS. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY*, 22, 646-656.
- BURNS, R. C. & HARDY, R. W. F. 1975. *NITROGEN FIXATION IN BACTERIA AND HIGHER PLANTS*, SPRINGER VERLAG.
- BURROUGH, P. 1989. FUZZY MATHEMATICAL METHODS FOR SOIL SURVEY AND LAND EVALUATION. *JOURNAL OF SOIL SCIENCE*, 40, 477-492.
- CAMBARDELLA, C. A., MOORMAN, T. B., JAYNES, D. B., HATFIELD, J. L., PARKIN, T. B., SIMPKINS, W. W. & KARLEN, D. L. 1999. WATER QUALITY IN WALNUT CREEK WATERSHED: NITRATE-NITROGEN IN SOILS, SUBSURFACE DRAINAGE WATER, AND SHALLOW GROUNDWATER. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY*, 28, 25-34.
- CAMPOLONGO, F., SALTELLI, A., SCRENSSEN, T. & TARANTOLA, S. 2000. HITCHHIKERS' GUIDE TO SENSITIVITY ANALYSIS. IN: SALTELLI A, CHAN K, SCOTT EM (Eds) *SENSITIVITY ANALYSIS*. WILEY: CHICHESTER, 15-47.
- CANH, T., AARNINK, A., SCHUTTE, J., SUTTON, A., LANGHOUT, D. & VERSTEGEN, M. 1998. DIETARY PROTEIN AFFECTS NITROGEN EXCRETION AND AMMONIA EMISSION FROM SLURRY OF GROWING-FINISHING PIGS. *LIVESTOCK PRODUCTION SCIENCE*, 56, 181-191.
- CAPRI, E., CIVITA, M., CORNIELLO, A., CUSIMANO, G., DE MAIO, M., DUCCI, D., FAIT, G., FIORUCCI, A., HAUSER, S. & PISCIOTTA, A. 2009. ASSESSMENT OF NITRATE CONTAMINATION RISK: THE ITALIAN EXPERIENCE. *JOURNAL OF GEOCHEMICAL EXPLORATION*, 102, 71-86.
- CAREY, M. & LLOYD, J. 1985. MODELLING NON-POINT SOURCES OF NITRATE POLLUTION OF GROUNDWATER IN THE GREAT OUSE CHALK, UK. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 78, 83-106.
- CARLSSON, C. & FULLER, R. 2002. *FUZZY REASONING IN DECISION MAKING AND OPTIMIZATION*, SPRINGER.
- CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N. & SMITH, V. H. 1998. NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, 8, 559-568.
- CARVER, S. J. 1991. INTEGRATING MULTI-CRITERIA EVALUATION WITH GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEMS. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM*, 5, 321-339.
- CASTIELLA, J. & IRAÑETA, J. 2011. ZONAS VULNERABLES ¿QUÉ SON? ORGANISMOS RESPONSABLES DE SU CONTROL. NAVARRA AGRARIA.
- CENDRERO, A., SÁNCHEZ, J., ANTOLIN, C., ARNAL, S., DIAZ DE TERÁN, J., FRANCÉS, E., MARTÍNEZ, V., NIETO, M., NOGALES, I. & PÉREZ, E. 1990. GEOSCIENTIFIC MAPS FOR PLANNING IN SEMI-ARID REGIONS: VALENCIA AND GRAN CANARIA, SPAIN. *ENGINEERING GEOLOGY*, 29, 291-319.
- CIVITA, M. & DE MAIO, M. 2000. SINTACS R5: A NEW PARAMETRIC SYSTEM FOR THE ASSESSMENT AND AUTOMATIC MAPPING OF GROUND WATER VULNERABILITY TO CONTAMINATION. *SERIES ON TECHNIQUES FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION*, 72, 226.
- CIVITA, M. & DE REGIBUS, C. 1995. SPERIMENTAZIONE DI ALCUNE METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DELLA VULNERABILITÀ DEGLI AQUIFERI. *Q GEOL APPL PITAGORA BOLOGNA*, 3, 63-71.
- COCHRANE, J. L. & ZELNY, M. 1973. *MULTIPLE CRITERIA DECISION MAKING*, UNIV OF SOUTH CAROLINA PR.
- COLE, C., DUXBURY, J., FRENEY, J., HEINEMEYER, O., MINAMI, K., MOSIER, A., PAUSTIAN, K., ROSENBERG, N., SAMPSON, N. & SAUERBECK, D. 1997. GLOBAL ESTIMATES OF POTENTIAL MITIGATION OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS BY AGRICULTURE. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS*, 49, 221-228.
- CORTUS, E., LEMAY, S., BARBER, E., HILL, G. & GODBOUT, S. 2008. A DYNAMIC MODEL OF AMMONIA EMISSION FROM URINE PUDDLES. *BIOSYSTEMS ENGINEERING*, 99, 390-402.
- CRAWFORD, G. & WILLIAMS, C. 1985. A NOTE ON THE ANALYSIS OF SUBJECTIVE JUDGMENT MATRICES. *JOURNAL OF MATHEMATICAL PSYCHOLOGY*, 29, 387-405.
- CROMLEY, E. K. & MCLAFFERTY, S. L. 2011. *GIS AND PUBLIC HEALTH*, GUILFORD PRESS.

- CRONER, C. M., SPERLING, J. & BROOME, F. R. 1996. GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS (GIS): NEW PERSPECTIVES IN UNDERSTANDING HUMAN HEALTH AND ENVIRONMENTAL RELATIONSHIPS. *STATISTICS IN MEDICINE*, 15, 1961-1977.
- CROSETTO, M. & TARANTOLA, S. 2001. UNCERTAINTY AND SENSITIVITY ANALYSIS: TOOLS FOR GIS-BASED MODEL IMPLEMENTATION. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SCIENCE*, 15, 415-437.
- CSIRO 2009. SEA LEVEL RISE. *COMMONWEALTH SCIENTIFIC AND INDUSTRIAL RESEARCH ORGANISATION*.
- CUADRAT, J. M., SAZ, M. A. & S.M., V.-S. 2007. ATLAS CLIMÁTICO DE ARAGÓN - GOBIERNO DE ARAGÓN
- CUTTER, S. L. 1996. VULNERABILITY TO ENVIRONMENTAL HAZARDS. *PROGRESS IN HUMAN GEOGRAPHY*, 20, 529-539.
- CHADWICK, D., SOMMER, S., THORMAN, R., FANGUEIRO, D., CARDENAS, L., AMON, B. & MISSELBROOK, T. 2011. MANURE MANAGEMENT: IMPLICATIONS FOR GREENHOUSE GAS EMISSIONS. *ANIMAL FEED SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 166, 514-531.
- CHAPLOT, V. & LE BISSONNAIS, Y. 2000. FIELD MEASUREMENTS OF INTERRILL EROSION UNDER DIFFERENT SLOPES AND PLOT SIZES. *EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS*, 25, 145-153.
- CHARLSON, R. J., SCHWARTZ, S. E., HALES, J. M., CESS, R. D., HANSEN, J. E. & HOFMANN, D. J. 1992. CLIMATE FORCING BY ANTHROPOGENIC AEROSOLS. *SCIENCE*, 255, 423-430.
- CHEN, X., YAN, J. F., CHEN, Z. & LUO, G. P. 2008. A GEOSPATIAL ANALYSIS APPROACH FOR ASSESSING THE IMPACT OF LAND USE ON GROUNDWATER RESOURCES IN THE SANGONG OASIS REGION. *JOURNAL OF AGRICULTURAL, FOOD AND ENVIRONMENTAL SCIENCES*, 2.
- CHEN, Y., YU, J. & KHAN, S. 2010. SPATIAL SENSITIVITY ANALYSIS OF MULTI-CRITERIA WEIGHTS IN GIS-BASED LAND SUITABILITY EVALUATION. *ENVIRONMENTAL MODELLING & SOFTWARE*, 25, 1582-1591.
- CHESCHEIR, G., WESTERMAN, P. & SAFLEY, L. 1985. RAPID METHODS FOR DETERMINING NUTRIENTS IN LIVESTOCK MANURES. *TRANSACTIONS OF THE ASAE TAAEAJ*, 28.
- CHOO, E. U., SCHONER, B. & WEDLEY, W. C. 1999. INTERPRETATION OF CRITERIA WEIGHTS IN MULTICRITERIA DECISION MAKING. *COMPUTERS & INDUSTRIAL ENGINEERING*, 37, 527-541.
- CHOWDHURY, S. H., KEHEW, A. E. & PASSERO, R. N. 2003. CORRELATION BETWEEN NITRATE CONTAMINATION AND GROUND WATER POLLUTION POTENTIAL. *GROUND WATER*, 41, 735-745.
- D'AGOSTINO, V., GREENE, E., PASSARELLA, G. & VURRO, M. 1998. SPATIAL AND TEMPORAL STUDY OF NITRATE CONCENTRATION IN GROUNDWATER BY MEANS OF COREGIONALIZATION. *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 36, 285-295.
- DAI, F., LEE, C. & ZHANG, X. 2001. GIS-BASED GEO-ENVIRONMENTAL EVALUATION FOR URBAN LAND-USE PLANNING: A CASE STUDY. *ENGINEERING GEOLOGY*, 61, 257-271.
- DAUDÉN, A. & QUILEZ, D. 2004. PIG SLURRY VERSUS MINERAL FERTILIZATION ON CORN YIELD AND NITRATE LEACHING IN A MEDITERRANEAN IRRIGATED ENVIRONMENT. *EUROPEAN JOURNAL OF AGRONOMY*, 21, 7-19.
- DAVID, M. B., GENTRY, L. E., KOVACIC, D. A. & SMITH, K. M. 1997. NITROGEN BALANCE IN AND EXPORT FROM AN AGRICULTURAL WATERSHED. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY*, 26, 1038-1048.
- DE BOER, L., VAN DER WEGEN, L. & TELGEN, J. 1998. OUTRANKING METHODS IN SUPPORT OF SUPPLIER SELECTION. *EUROPEAN JOURNAL OF PURCHASING AND SUPPLY MANAGEMENT*, 4, 109-118.
- DE CLERCQ, P., GERTSIS, A. C., HOFMAN, G., JARVIS, S. C., NEETESON, J. J. & SINABELL, F. 2001. NUTRIENT MANAGEMENT LEGISLATION IN EUROPEAN COUNTRIES. WAGENINGEN PRESS, THE NETHERLANDS.
- DE HAAN, C., STEINFELD, H., BLACKBURN, H. & EUROPEA, U. 1997. *LIVESTOCK & THE ENVIRONMENT: FINDING A BALANCE*, EUROPEAN COMMISSION DIRECTORATE-GENERAL FOR DEVELOPMENT, DEVELOPMENT POLICY SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND NATURAL RESOURCES ROME/ITALY.
- DE PAZ, J. & RAMOS, C. 2004. SIMULATION OF NITRATE LEACHING FOR DIFFERENT NITROGEN FERTILIZATION RATES IN A REGION OF VALENCIA (SPAIN) USING A GIS-GLEAMS SYSTEM. *AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT*, 103, 59-73.
- DE WILLIGEN, P. 1991. *NITROGEN TURNOVER IN THE SOIL-CROP SYSTEM; COMPARISON OF FOURTEEN SIMULATION MODELS*, SPRINGER.

- DELGADO, J. A. 2002. QUANTIFYING THE LOSS MECHANISMS OF NITROGEN. *JOURNAL OF SOIL AND WATER CONSERVATION*, 57, 389-398.
- DENTENER, F. J. & CRUTZEN, P. J. 1994. A THREE-DIMENSIONAL MODEL OF THE GLOBAL AMMONIA CYCLE. *JOURNAL OF ATMOSPHERIC CHEMISTRY*, 19, 331-369.
- DGA 2005. EL USO RAZONADO DEL NITRÓGENO EN LA FERTILIZACIÓN DEL ALMENDRO. DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. *INFORMACIONES TÉCNICAS*, 149.
- DGA 2006. EL BALANCE DEL NITRÓGENO EN LA AGRICULTURA. *INFORMACIONES TÉCNICAS. FERTILIZACIÓN NITROGENADA - GUÍA DE ACTUALIZACIÓN. DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN (DGA)*.
- DGA 2007. EVALUACIÓN DE COSTES DE SISTEMAS Y EQUIPOS DE APLICACIÓN DE PURÍN. DIRECCIÓN GENERAL DE DESARROLLO RURAL. DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. *INFORMACIONES TÉCNICAS*.
- DGA 2010A. ESTIMACIÓN MACROMAGNITUDES DEL SECTOR AGRARIO ARAGONÉS AÑO 2010. GOBIERNO DE ARAGÓN.
- DGA 2010B. FERTILIZACIÓN CON PURÍN EN DOBLE CULTIVO ANUAL, EN MÍNIMO LABOREO, Y RIEGO POR ASPERSIÓN. DIRECCIÓN GENERAL DE DESARROLLO RURAL. DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. *INFORMACIONES TÉCNICAS*.
- DGA 2011A. CENSO AGRARIO ARAGÓN 2009. INSTITUTO ARAGONÉS DE ESTADÍSTICA - DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. .
- DGA 2011B. FERTILIZACIÓN CON SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS (HACIA UNA GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS NUTRIENTES EN LA AGRICULTURA). DIRECCIÓN GENERAL DE ALIMENTACIÓN Y FOMENTO AGROALIMENTARIO. DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. *INFORMACIONES TÉCNICAS*.
- DGA 2011C. RESULTADOS ECONÓMICOS 2005-2009 DEL PRODUCTOR PORCINO EN ARAGÓN. DIRECCIÓN GENERAL DE DESARROLLO RURAL - DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. *INFORMACIONES TÉCNICAS*.
- DGA 2012A. ANUARIO ESTADÍSTICO AGRARIO DE ARAGÓN 2010-2011. DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA, GANADERIA Y MEDIO AMBIENTE. DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN.
- DGA 2012B. COYONTURA ACTUAL DEL SECTOR PORCINO ARAGONÉS: EMPLEO GENERADO, BIENESTAR ANIMAL Y ANÁLISIS DAFO. *INFORMACIONES TÉCNICAS. DIRECCIÓN GENERAL DE ALIMENTACIÓN Y FOMENTO AGROALIMENTARIO*.
- DGA 2012C. PLANTAS DE TRATAMIENTO DE PURINES EN ARAGÓN. FONDO DE CARBONO FES-CO2 Y PROYECTOS CLIMA. CONGRESO NACIONAL DEL MEDIOAMBIENTE (CONAMA).
- DGA 2012D. SISTEMA BÁSICO DE INFORMACIÓN CLIMÁTICA DE ARAGÓN (SiCLIMA) - DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA, GANADERIA Y MEDIO AMBIENTE - GOBIERNO DE ARAGÓN. *APUNTES METODOLÓGICOS*.
- DGA 2013. DIRECTORIOS GANADEROS DE ARAGÓN. DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA, GANADERIA Y MEDIO AMBIENTE. DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN (DGA).
- DI MARTINO, F., SESSA, S. & LOIA, V. 2005. A FUZZY-BASED TOOL FOR MODELIZATION AND ANALYSIS OF THE VULNERABILITY OF AQUIFERS: A CASE STUDY. *INTERNATIONAL JOURNAL OF APPROXIMATE REASONING*, 38, 99-111.
- DIAKOULAKI, D., MAVROTAS, G. & PAPAYANNAKIS, L. 1995. DETERMINING OBJECTIVE WEIGHTS IN MULTIPLE CRITERIA PROBLEMS: THE CRITIC METHOD. *COMPUTERS & OPERATIONS RESEARCH*, 22, 763-770.
- DIXON, B. 2005. GROUNDWATER VULNERABILITY MAPPING: A GIS AND FUZZY RULE BASED INTEGRATED TOOL. *APPLIED GEOGRAPHY*, 25, 327-347.
- DOERFLIGER, N., JEANNIN, P. Y. & ZWAHLEN, F. 1999. WATER VULNERABILITY ASSESSMENT IN KARST ENVIRONMENTS: A NEW METHOD OF DEFINING PROTECTION AREAS USING A MULTI-ATTRIBUTE APPROACH AND GIS TOOLS (EPIK METHOD). *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 39, 165-176.
- DONG, Y., ZHANG, G., HONG, W.-C. & XU, Y. 2010. CONSENSUS MODELS FOR AHP GROUP DECISION MAKING UNDER ROW GEOMETRIC MEAN PRIORITIZATION METHOD. *DECISION SUPPORT SYSTEMS*, 49, 281-289.
- DORAN, J., MIELKE, L. & POWER, J. MICROBIAL ACTIVITY AS REGULATED BY SOIL WATER-FILLED PORE SPACE. TRANSACTIONS 14TH INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, KYOTO, JAPAN, AUGUST 1990, VOLUME III., 1990. 94-99.

- DOURMAD, J., POMAR, C. & MASSÉ, D. 2003. MATHEMATICAL MODELLING OF MANURE PRODUCTION BY PIG FARMS. EFFECT OF FEEDING AND HOUSING CONDITIONS. *EASTERN NUTRITION CONFERENCE 2003*.
- DOYLE, J. R., GREEN, R. H. & BOTTOMLEY, P. A. 1997. JUDGING RELATIVE IMPORTANCE: DIRECT RATING AND POINT ALLOCATION ARE NOT EQUIVALENT. *ORGANIZATIONAL BEHAVIOR AND HUMAN DECISION PROCESSES*, 70, 65-72.
- DRAGOSITS, U., THEOBALD, M., PLACE, C., LORD, E., WEBB, J., HILL, J., APSIMON, H. & SUTTON, M. 2002. AMMONIA EMISSION, DEPOSITION AND IMPACT ASSESSMENT AT THE FIELD SCALE: A CASE STUDY OF SUB-GRID SPATIAL VARIABILITY. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 117, 147-158.
- DUBOIS, G. & GALMARINI, S. 2005. INTRODUCTION TO THE SPATIAL INTERPOLATION COMPARISON (SIC) 2004 EXERCISE AND PRESENTATION OF THE DATASETS. *APPLIED GIS*, 1, 9-1.
- DUJMOVIC, J. 1974. WEIGHTED CONJUNCTIVE AND DISJUNCTIVE MEANS AND THEIR APPLICATION IN SYSTEM EVALUATION *JOURNAL OF THE UNIVERSITY OF BELGRADE, EE DEPT., SERIES MATHEMATICS AND PHYSICS*, No. 483, 147-158.
- DUJMOVIC, J. 1979. PARTIAL ABSORPTION FUNCTION. *J. UNIV. BELGRADE, EE DEPT., SER. MATHEMATICS AND PHYSICS*, 659, 156-163.
- DUJMOVIC, J. ANDNESS AND ORNESS AS A MEAN OF OVERALL IMPORTANCE. FUZZY SYSTEMS (FUZZ-IEEE), 2012 IEEE INTERNATIONAL CONFERENCE ON, 10-15 JUNE 2012 2012. 1-6.
- DUJMOVIĆ, J. & TRÉ, G. D. 2011. MULTICRITERIA METHODS AND LOGIC AGGREGATION IN SUITABILITY MAPS. *INTERNATIONAL JOURNAL OF INTELLIGENT SYSTEMS*, 26, 971-1001.
- DUJMOVIC, J. J. 2007. CONTINUOUS PREFERENCE LOGIC FOR SYSTEM EVALUATION. *FUZZY SYSTEMS, IEEE TRANSACTIONS ON*, 15, 1082-1099.
- DUJMOVIĆ, J. J., DE TRÉ, G. & VAN DE WEGHE, N. 2008. SUITABILITY MAPS BASED ON THE LSP METHOD. *MODELING DECISIONS FOR ARTIFICIAL INTELLIGENCE*. SPRINGER.
- DUJMOVIĆ, J. J., DE TRÉ, G. & VAN DE WEGHE, N. 2010. LSP SUITABILITY MAPS. *SOFT COMPUTING*, 14, 421-434.
- DUJMOVIĆ, J. J. & NAGASHIMA, H. 2006. LSP METHOD AND ITS USE FOR EVALUATION OF JAVA IDES. *INTERNATIONAL JOURNAL OF APPROXIMATE REASONING*, 41, 3-22.
- DYER, J. S. 1990. REMARKS ON THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS. *MANAGEMENT SCIENCE*, 36, 249-258.
- EASTMAN, J. R. & JIANG, H. 1996. "MULTI-CRITERIA MODELLING IN GIS USING FUZZY MEASURES" *THIRD INTERNATIONAL CONFERENCE/WORKSHOP ON INTEGRATING GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS AND ENVIRONMENTAL MODELLING, SANTA FE, NM*.
- EASTMAN, J. R., JIN, W., KYEM, P. & TOLEDANO, J. 1995. RASTER PROCEDURES FOR MULTI-CRITERIA/MULTI-OBJECTIVE DECISIONS. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING & REMOTE SENSING*, 61, 539-547.
- EC 2004. ESDB v2.0: "THE EUROPEAN SOIL DATABASE DISTRIBUTION VERSION 2.0, EUROPEAN COMMISSION AND THE EUROPEAN SOIL BUREAU NETWORK, CD-ROM, EUR 19945 EN, 2004".
- EC 2008. GROUNDWATER PROTECTION IN EUROPE. THE NEW GROUNDWATER DIRECTIVE : CONSOLIDATING THE EU REGULATORY FRAMEWORK.
- EC 2009. THE IMPACT OF THE NITRATES DIRECTIVE ON GASEOUS N EMISSIONS, EFFECTS OF MEASURES IN NITRATES ACTION PROGRAMME ON GASEOUS N EMISSIONS.
- EC 2011. REPORT FROM THE COMMISSION TO THE COUNCIL AND THE EUROPEAN PARLIAMENT ON IMPLEMENTATION OF COUNCIL DIRECTIVE 91/676/EEC CONCERNING THE PROTECTION OF WATERS AGAINST POLLUTION CAUSED BY NITRATES FROM AGRICULTURAL SOURCES BASED ON MEMBER STATE REPORTS FOR THE PERIOD 2004-2007.
- ECKHARDT, D. A. V. & STACKELBERG, P. E. 2005. RELATION OF GROUND - WATER QUALITY TO LAND USE ON LONG ISLAND, NEW YORK. *GROUND WATER*, 33, 1019-1033.
- EDWARDS, W. 1977. HOW TO USE MULTIATTRIBUTE UTILITY MEASUREMENT FOR SOCIAL DECISIONMAKING. *SYSTEMS, MAN AND CYBERNETICS, IEEE TRANSACTIONS ON*, 7, 326-340.
- EEA 2000. ¿ES SOSTENIBLE EL USO DEL AGUA? SITUACIÓN, PERSPECTIVAS Y PROBLEMAS. INFORME DE EVALUACIÓN AMBIENTAL, AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE (EEA) COPENHAGUE. 36 PP.
- EEA 2009. THE EMEP/EEA AIR POLLUTANT EMISSION INVENTORY GUIDEBOOK 2009. *EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY*.

- EEA 2013. ANNUAL EUROPEAN UNION GREENHOUSE GAS INVENTORY 1990–2011 AND INVENTORY REPORT 2013. EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). TECHNICAL REPORT Nº 8/2013.
- EEC 1991. COUNCIL DIRECTIVE 91/676/EEC OF 12 DECEMBER 1991 CONCERNING THE PROTECTION OF WATERS AGAINST POLLUTION CAUSED BY NITRATES FROM AGRICULTURAL SOURCES.
- EICKHOUT, B., BOUWMAN, A. V. & VAN ZEIJTS, H. 2006. THE ROLE OF NITROGEN IN WORLD FOOD PRODUCTION AND ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY. *AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT*, 116, 4-14.
- EPA 2008. NATIONAL CO<sub>2</sub> EMISSIONS FROM FOSSIL-FUEL BURNING, CEMENT MANUFACTURE, AND GAS FLARING: 1751-2008. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.
- EPA, U. S. E. P. A. 2010. NATIONAL PRIMARY DRINKING WATER REGULATIONS.
- EPSTEIN, E. 1972. *MINERAL NUTRITION OF PLANTS: PRINCIPLES AND PERSPECTIVES*.
- ESCOBAR, M., AGUARÓN, J. & MORENO-JIMÉNEZ, J. 2004. A NOTE ON AHP GROUP CONSISTENCY FOR THE ROW GEOMETRIC MEAN PRIORIZATION PROCEDURE. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 153, 318-322.
- ESRI 2001. USING ARCGIS GEOSTATISTICAL ANALYST. ESRI, USA. 40.
- FANGMEIER, A., HADWIGER-FANGMEIER, A., VAN DER EERDEN, L. & JÄGER, H.-J. 1994. EFFECTS OF ATMOSPHERIC AMMONIA ON VEGETATION—A REVIEW. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 86, 43-82.
- FAUCI, M. & DICK, R. 1994. SOIL MICROBIAL DYNAMICS: SHORT-AND LONG-TERM EFFECTS OF INORGANIC AND ORGANIC NITROGEN. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 58, 801-806.
- FERNÁNDEZ SALIDO, J. & MURAKAMI, S. 2003. EXTENDING YAGER'S ORNESS CONCEPT FOR THE OWA AGGREGATORS TO OTHER MEAN OPERATORS. *FUZZY SETS AND SYSTEMS*, 139, 515-542.
- FETTER, C. W. & FETTER, C. 1994. *APPLIED HYDROGEOLOGY*, PRENTICE HALL NUEVA JERSEY.
- FIRESTONE, M., SMITH, M., FIRESTONE, R. & TIEDJE, J. 1979. THE INFLUENCE OF NITRATE, NITRITE, AND OXYGEN ON THE COMPOSITION OF THE GASEOUS PRODUCTS OF DENITRIFICATION IN SOIL. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 43, 1140-1144.
- FLIPO, N., JEANNÉE, N., POULIN, M., EVEN, S. & LEDOUX, E. 2007. ASSESSMENT OF NITRATE POLLUTION IN THE GRAND MORIN AQUIFERS (FRANCE): COMBINED USE OF GEOSTATISTICS AND PHYSICALLY BASED MODELING. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 146, 241-256.
- FLOTATS, X. 2009. GESTIÓN Y TRATAMIENTO DE DEYECCIONES GANADERAS. AVANCES EN NUTRICIÓN Y ALIMENTACIÓN ANIMAL. XXV CURSO DE ESPECIALIZACIÓN FEDNA. MADRID: FUNDACIÓN ESPAÑOLA PARA EL DESARROLLO DE LA NUTRICIÓN ANIMAL. P. 13-42.
- FORMAN, E. & PENIWATI, K. 1998. AGGREGATING INDIVIDUAL JUDGMENTS AND PRIORITIES WITH THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 108, 165-169.
- FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY, D. W., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D. C. & MYHRE, G. 2007. CHANGES IN ATMOSPHERIC CONSTITUENTS AND IN RADIATIVE FORCING. TECHNICAL REPORT. CLIMATE CHANGE 2007: THE PHYSICAL SCIENCE BASIS. CONTRIBUTION OF WORKING GROUP I TO THE FOURTH ASSESSMENT REPORT OF THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS. . 20.
- FOSTER, S. FUNDAMENTAL CONCEPTS IN AQUIFER VULNERABILITY, POLLUTION RISK AND PROTECTION STRATEGY. VULNERABILITY OF SOIL AND GROUNDWATER TO POLLUTANTS, TNO COMMITTEE ON HYDROGEOLOGICAL RESEARCH, PROCEEDINGS AND INFORMATION, 1987. 69-86.
- FOSTER, S., CRIPPS, A. & SMITH-CARINGTON, A. 1982. NITRATE LEACHING TO GROUNDWATER. *PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY OF LONDON. B, BIOLOGICAL SCIENCES*, 296, 477-489.
- FOSTER, S. & HIRATA, R. 1988. GROUNDWATER POLLUTION RISK EVALUATION: THE METHODOLOGY USING AVAILABLE DATA. LIMA: CEPIS/PAHO/WHO, 78.
- FOSTER, S. S. D., CHILTON, P. & STUART, M. E. 2007. MECHANISMS OF GROUNDWATER POLLUTION BY PESTICIDES. *WATER AND ENVIRONMENT JOURNAL*, 5, 186-193.
- FOSTER, S. S. D. & SKINNER, A. C. 1995. GROUNDWATER PROTECTION: THE SCIENCE AND PRACTICE OF LAND SURFACE ZONING. *IAHS PUBLICATIONS-SERIES OF PROCEEDINGS AND REPORTS-INTERN ASSOC HYDROLOGICAL SCIENCES*, 225, 471-482.

- FOWLER, F. J. 1995. *IMPROVING SURVEY QUESTIONS: DESIGN AND EVALUATION*, SAGE PUBLICATIONS, INCORPORATED.
- FOX, D., BRYAN, R. & PRICE, A. 1997. THE INFLUENCE OF SLOPE ANGLE ON FINAL INFILTRATION RATE FOR INTERRILL CONDITIONS. *GEODERMA*, 80, 181-194.
- FRANZLUEBBERS, A. 1999. MICROBIAL ACTIVITY IN RESPONSE TO WATER-FILLED PORE SPACE OF VARIABLY ERODED SOUTHERN PIEDMONT SOILS. *APPLIED SOIL ECOLOGY*, 11, 91-101.
- FRENEY, J., SIMPSON, J. & DENMEAD, O. 1983. VOLATILIZATION OF AMMONIA. *GASEOUS LOSS OF NITROGEN FROM PLANT-SOIL SYSTEMS. MARTINUS NIJHOFF/DR. W. JUNK PUBL., THE HAGUE, THE NETHERLANDS*, 1-32.
- FREY, C. & PATIL, S. R. 2002. IDENTIFICATION AND REVIEW OF SENSITIVITY ANALYSIS METHODS. *RISK ANALYSIS*, 22, 553-578.
- FREYBERG, D. L. 1986. A NATURAL GRADIENT EXPERIMENT ON SOLUTE TRANSPORT IN A SAND AQUIFER: 2. SPATIAL MOMENTS AND THE ADVECTION AND DISPERSION OF NONREACTIVE TRACERS. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 22, 2031-2046.
- GALVE, J. P., SÁNCHEZ, J. A., PÉREZ, A., PASCUAL, G. & COLOMA, P. 2005. VULNERABILITY TO THE FARMING CONTAMINATION OF THE ARAGON AQUIFERS: METHODOLOGY, RESULTS AND GIS TOOL IMPLEMENTED. *ENCORE SEMINAR 2005. "INTEGRATED RIVER-BASIN MANAGEMENT SEMINAR"*.
- GALLOWAY, J. N., ABER, J. D., ERISMAN, J. W., SEITZINGER, S. P., HOWARTH, R. W., COWLING, E. B. & COSBY, B. J. 2003. THE NITROGEN CASCADE. *BIOSCIENCE*, 53, 341-356.
- GARCÍA-GALÁN, M. J., GARRIDO, T., FRAILE, J., GINEBREDÀ, A., DÍAZ-CRUZ, M. S. & BARCELÓ, D. 2010. SIMULTANEOUS OCCURRENCE OF NITRATES AND SULFONAMIDE ANTIBIOTICS IN TWO GROUND WATER BODIES OF CATALONIA (SPAIN). *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 383, 93-101.
- GARDNER, K. K. & VOGEL, R. M. 2005. PREDICTING GROUND WATER NITRATE CONCENTRATION FROM LAND USE. *GROUND WATER*, 43, 343-352.
- GARNETT, T. 2009. LIVESTOCK-RELATED GREENHOUSE GAS EMISSIONS: IMPACTS AND OPTIONS FOR POLICY MAKERS. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & POLICY*, 12, 491-503.
- GEMITZI, A., PETALAS, C., TSIHRINTZIS, V. A. & PISINARAS, V. 2006. ASSESSMENT OF GROUNDWATER VULNERABILITY TO POLLUTION: A COMBINATION OF GIS, FUZZY LOGIC AND DECISION MAKING TECHNIQUES. *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 49, 653-673.
- GEORGOPOULOU, E., LALAS, D. & PAPAGIANNAKIS, L. 1997. A MULTICRITERIA DECISION AID APPROACH FOR ENERGY PLANNING PROBLEMS: THE CASE OF RENEWABLE ENERGY OPTION. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 103, 38-54.
- GHIGLIERI, G., BARBIERI, G., VERNIER, A., CARLETTI, A., DEMURTAS, N., PINNA, R. & PITTALIS, D. 2009. POTENTIAL RISKS OF NITRATE POLLUTION IN AQUIFERS FROM AGRICULTURAL PRACTICES IN THE NURRA REGION, NORTHWESTERN SARDINIA, ITALY. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 379, 339-350.
- GLEESON, T., WADA, Y., BIERKENS, M. & VAN BEEK, L. P. H. 2012. WATER BALANCE OF GLOBAL AQUIFERS REVEALED BY GROUNDWATER FOOTPRINT. *NATURE* 488:197-200.
- GOGU, R. C. & DASSARGUES, A. 2000. CURRENT TRENDS AND FUTURE CHALLENGES IN GROUNDWATER VULNERABILITY ASSESSMENT USING OVERLAY AND INDEX METHODS. *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 39, 549-559.
- GOGU, R. C., HALLET, V. & DASSARGUES, A. 2003. COMPARISON OF AQUIFER VULNERABILITY ASSESSMENT TECHNIQUES. APPLICATION TO THE NEBLON RIVER BASIN (BELGIUM). *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 44, 881-892.
- GÓMEZ-DELGADO, M. & TARANTOLA, S. 2006. GLOBAL SENSITIVITY ANALYSIS, GIS AND MULTI - CRITERIA EVALUATION FOR A SUSTAINABLE PLANNING OF A HAZARDOUS WASTE DISPOSAL SITE IN SPAIN. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SCIENCE*, 20, 449-466.
- GOOSSENS, M. & VAN DAMME, M. 1987. VULNERABILITY MAPPING IN FLANDERS, BELGIUM, PROCEEDINGS AT "VULNERABILITY OF SOIL AND GROUNDWATER TO POLLUTANTS". IN: *DUIJVENBOODEN W VAN, WAEGENINGH GH VAN (EDS) TNO COMMITTEE ON HYDROLOGICAL RESEARCH, THE HAGUE, PROCEEDINGS AND INFORMATION 38: 355-360.*

- GOUDIE, A. S. 2005. *THE HUMAN IMPACT ON THE NATURAL ENVIRONMENT: PAST, PRESENT, AND FUTURE*, WILEY-BLACKWELL.
- GRAEDEL, T. E. & CRUTZEN, P. J. 1993. *ATMOSPHERIC CHANGE: AN EARTH SYSTEM PERSPECTIVE*, NEW YORK, W.H. FREEMAN AND CO.
- GREENE, E. A., LAMOTTE, A. E. & CULLINAN, K. A. 2004. GROUND-WATER VULNERABILITY TO NITRATE CONTAMINATION AT MULTIPLE THRESHOLDS IN THE MID-ATLANTIC REGION USING SPATIAL PROBABILITY MODELS. *US GEOLOGICAL SURVEY SCIENTIFIC INVESTIGATIONS*, REPORT, 5118, 24.
- GREGORICH, E., ROCHETTE, P., VANDENBYGAART, A. & ANGERS, D. 2005. GREENHOUSE GAS CONTRIBUTIONS OF AGRICULTURAL SOILS AND POTENTIAL MITIGATION PRACTICES IN EASTERN CANADA. *SOIL AND TILLAGE RESEARCH*, 83, 53-72.
- GUARINO, M., FABBRI, C., BRAMBILLA, M., VALLI, L. & NAVAROTTO, P. 2006. EVALUATION OF SIMPLIFIED COVERING SYSTEMS TO REDUCE GASEOUS EMISSIONS FROM LIVESTOCK MANURE STORAGE. *TRANSACTIONS-AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS*, 49, 737.
- GUITOUNI, A. & MARTEL, J.-M. 1998. TENTATIVE GUIDELINES TO HELP CHOOSING AN APPROPRIATE MCDA METHOD. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 109, 501-521.
- GUSMAN, A. J. & MARIÑO, M. A. 1999. ANALYTICAL MODELING OF NITROGEN DYNAMICS IN SOILS AND GROUND WATER. *JOURNAL OF IRRIGATION AND DRAINAGE ENGINEERING*, 125, 330-337.
- GUSTAFSON, A. 1983. LEACHING OF NITRATE FROM ARABLE LAND INTO GROUNDWATER IN SWEDEN. *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 5, 65-71.
- HALL, G., WANG, F. & SUBARYONO, J. 1992. COMPARISON OF BOOLEAN AND FUZZY CLASSIFICATION METHODS IN LAND SUITABILITY ANALYSIS BY USING GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEMS. *ENVIRONMENT AND PLANNING A*, 24, 497-516.
- HALLBERG, G. R. & FOLLETT, R. 1989. NITRATE IN GROUND WATER IN THE UNITED STATES. *NITROGEN MANAGEMENT AND GROUND WATER PROTECTION*, 35-74.
- HALLIDAY, S. L. & WOLFE, M. L. 1991. ASSESSING GROUNDWATER POLLUTION POTENTIAL FROM NITROGEN FERTILIZER USING A GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM. *JAWRA JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION*, 27, 237-245.
- HAMBY, D. 1994. A REVIEW OF TECHNIQUES FOR PARAMETER SENSITIVITY ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL MODELS. *ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT*, 32, 135-154.
- HAMBY, D. 1995. A COMPARISON OF SENSITIVITY ANALYSIS TECHNIQUES. *HEALTH PHYSICS*, 68, 195-204.
- HANSEN, J., SATO, M., LACIS, A. & RUEDY, R. 1997. THE MISSING CLIMATE FORCING. *PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY OF LONDON. SERIES B: BIOLOGICAL SCIENCES*, 352, 231-240.
- HARGREAVES, G. H. & SAMANI, Z. A. 1985. REFERENCE CROP EVAPOTRANSPIRATION FROM TEMPERATURE. *APPLIED ENG. IN AGRIC.*, 1(2): 96-99.
- HART, S. C., STARK, J. M., DAVIDSON, E. A. & FIRESTONE, M. K. 1994. NITROGEN MINERALIZATION, IMMOBILIZATION, AND NITRIFICATION. *METHODS OF SOIL ANALYSIS: PART 2—MICROBIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PROPERTIES*, 985-1018.
- HARTUNG, J. & PHILLIPS, V. 1994. CONTROL OF GASEOUS EMISSIONS FROM LIVESTOCK BUILDINGS AND MANURE STORES. *JOURNAL OF AGRICULTURAL ENGINEERING RESEARCH*, 57, 173-189.
- HAYWOOD, J. & BOUCHER, O. 2000. ESTIMATES OF THE DIRECT AND INDIRECT RADIATIVE FORCING DUE TO TROPOSPHERIC AEROSOLS: A REVIEW. *REVIEWS OF GEOPHYSICS*, 38, 513-543.
- HELLSTEN, S., DRAGOSITS, U., PLACE, C., VIENO, M., DORE, A., MISSELBROOK, T., TANG, Y. & SUTTON, M. 2008. MODELLING THE SPATIAL DISTRIBUTION OF AMMONIA EMISSIONS IN THE UK. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 154, 370-379.
- HILHORST, G., OENEMA, J. & VAN KEULEN, H. 2001. NITROGEN MANAGEMENT ON EXPERIMENTAL DAIRY FARM 'DE MARKE'; FARMING SYSTEM, OBJECTIVES AND RESULTS. *NJAS-WAGENINGEN JOURNAL OF LIFE SCIENCES*, 49, 135-151.
- HINLOOPEN, E., NIJKAMP, P. & RIETVELD, P. 2004. INTEGRATION OF ORDINAL AND CARDINAL INFORMATION IN MULTI-CRITERIA RANKING WITH IMPERFECT COMPENSATION. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 158, 317-338.



- HIRATA, T., NAKASUGI, O., YOSHIOKA, M. & SUMI, K. 1992. GROUND WATER POLLUTION BY VOLATILE ORGANOCHLORINES IN JAPAN AND RELATED PHENOMENA IN THE SUBSURFACE ENVIRONMENT. *WATER SCIENCE & TECHNOLOGY*, 25, 9-16.
- HO, W. 2008. INTEGRATED ANALYTIC HIERARCHY PROCESS AND ITS APPLICATIONS—A LITERATURE REVIEW. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 186, 211-228.
- HOLDER, R. 1990. SOME COMMENTS ON THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS. *JOURNAL OF THE OPERATIONAL RESEARCH SOCIETY*, 1073-1076.
- HOODA, P., EDWARDS, A., ANDERSON, H. & MILLER, A. 2000. A REVIEW OF WATER QUALITY CONCERNS IN LIVESTOCK FARMING AREAS. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 250, 143-167.
- HORTON, R. E. 1933. THE ROLE OF INFILTRATION IN THE HYDROLOGIC CYCLE. *TRANSACTIONS, AMERICAN GEOPHYSICAL UNION*, 14, 446-460.
- HUANG, I. B., KEISLER, J. & LINKOV, I. 2011. MULTI-CRITERIA DECISION ANALYSIS IN ENVIRONMENTAL SCIENCES: TEN YEARS OF APPLICATIONS AND TRENDS. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 409, 3578-3594.
- HUANG, J., XU, J., LIU, X., LIU, J., RAMSANKARAN, R., WANG, L. & SU, W. 2012. GEOSPATIAL BASED ASSESSMENT OF SPATIAL VARIATION OF GROUNDWATER NITRATE NITROGEN IN SHANDONG INTENSIVE FARMING REGIONS OF CHINA. *SENSOR LETTERS*, 10, 1-2.
- HUICHENG, Z., GUOLI, W. & QING, Y. 1999. A MULTI-OBJECTIVE FUZZY PATTERN RECOGNITION MODEL FOR ASSESSING GROUNDWATER VULNERABILITY BASED ON THE DRASTIC SYSTEM. *HYDROLOGICAL SCIENCES JOURNAL*, 44, 611-618.
- HUTCHINGS, N., SOMMER, S. G., ANDERSEN, J. & ASMAN, W. A. 2001. A DETAILED AMMONIA EMISSION INVENTORY FOR DENMARK. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*, 35, 1959-1968.
- HUYAKORN, P. S., ANDERSEN, P. F., MERCER, J. W. & WHITE JR, H. O. 1987. SALTWATER INTRUSION IN AQUIFERS: DEVELOPMENT AND TESTING OF A THREE-DIMENSIONAL FINITE ELEMENT MODEL. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 23, 293-312.
- IDAE 2007. AHORRO, EFICIENCIA ENERGÉTICA Y FERTILIZACIÓN NITROGENADA.
- IPCC 2001. CLIMATE CHANGE 2001: THE SCIENTIFIC BASIS. CONTRIBUTION OF WORKING GROUP I TO THE THIRD ASSESSMENT REPORT OF THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE, UNITED KINGDOM AND NEW YORK, NY, USA, 881pp.
- IPCC 2006. 2006 IPCC GUIDELINES FOR NATIONAL GREENHOUSE GAS INVENTORIES. EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., 2006. KANAGAWA, JP: INSTITUTE FOR GLOBAL ENVIRONMENTAL STRATEGIES (IGES). *IGES, JAPAN*.
- IPCC 2007A. CAMBIO CLIMÁTICO 2007: INFORME DE SÍNTESIS. CONTRIBUCIÓN DE LOS GRUPOS DE TRABAJO I, II Y III AL CUARTO INFORME DE EVALUACIÓN DEL GRUPO INTERGUBERNAMENTAL DE EXPERTOS SOBRE EL CAMBIO CLIMÁTICO [EQUIPO DE REDACCIÓN PRINCIPAL: PACHAURI, R.K. Y REISINGER, A. (DIRECTORES DE LA PUBLICACIÓN)]. IPCC, GINEBRA, SUIZA.
- IPCC 2007B. SUMMARY FOR POLICYMAKERS. IN: CLIMATE CHANGE 2007: THE PHYSICAL SCIENCE BASIS. CONTRIBUTION OF WORKING GROUP I TO THE FOURTH ASSESSMENT REPORT OF THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE, UNITED KINGDOM AND NEW YORK, NY, USA.
- IPCC 2012. SUMMARY FOR POLICYMAKERS. IN: MANAGING THE RISKS OF EXTREME EVENTS AND DISASTERS TO ADVANCE CLIMATE CHANGE ADAPTATION A *SPECIAL REPORT OF WORKING GROUPS I AND II OF THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE*, FIELD, C.B., V. BARROS, T.F. STOCKER, D. QIN, D.J. DOKKEN, K.L. EBI, M.D. MASTRANDREA, K.J. MACH, G.-K. PLATTNER, S.K. ALLEN, M. TIGNOR, AND P.M. MIDGLEY (EDS.) CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE, UK, AND NEW YORK, NY, USA, PP. 3-21.
- ISERN, J. H. 2008. *SALINIDAD EDÁFICA EN VARIOS SALOBRARES DE ARAGÓN*, REAL SOCIEDAD ESPAÑOLA DE HISTORIA NATURAL, FACULTADES DE BIOLOGÍA Y GEOLOGÍA UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID.
- ITG 2002. PURIN DE PORCINO, ¿FERTILIZANTE O CONTAMINANTE?. INSTITUTO TÉCNICO Y DE GESTIÓN GANADERO DE NAVARRA. . *NAVARRA AGRARIA*

- JAIN, D. K., TIM, U. S. & JOLLY, R. 1995. SPATIAL DECISION SUPPORT SYSTEM FOR PLANNING SUSTAINABLE LIVESTOCK PRODUCTION. *COMPUTERS, ENVIRONMENT AND URBAN SYSTEMS*, 19, 57-75.
- JANEAU, J.-L., BRICQUET, J.-P., PLANCHON, O. & VALENTIN, C. 2003. SOIL CRUSTING AND INFILTRATION ON STEEP SLOPES IN NORTHERN THAILAND. *EUROPEAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE*, 54, 543-554.
- JANKE, J. R. 2010. MULTICRITERIA GIS MODELING OF WIND AND SOLAR FARMS IN COLORADO. *RENEWABLE ENERGY*, 35, 2228-2234.
- JANSSEN, R. 2001. ON THE USE OF MULTI - CRITERIA ANALYSIS IN ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT IN THE NETHERLANDS. *JOURNAL OF MULTI - CRITERIA DECISION ANALYSIS*, 10, 101-109.
- JANSSON, S. L. 1958. TRACER STUDIES ON NITROGEN TRANSFORMATIONS IN SOIL WITH SPECIAL ATTENTION TO MINERALISATION-IMMOBILISATION RELATIONSHIPS. . *ANNALS OF THE ROYAL AGRICULTURAL COLLEGE OF SWEDEN*, 24:101-361.
- JIANG, H. & EASTMAN, J. R. 2000. APPLICATION OF FUZZY MEASURES IN MULTI-CRITERIA EVALUATION IN GIS. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SCIENCE*, 14, 173-184.
- JIMÉNEZ-ESPINOSA, R., MOLINA-SÁNCHEZ, L., PULIDO-BOSCH, A., NAVARRETE, F., SOARES, A., GOMEZ-HERNANDEZ, J. & FROIDEVAUX, R. GEOSTATISTICAL STUDY OF NITRATE CONTENTS IN THE AQUIFERS OF CAMPO DE DALIAS (SE SPAIN). *GEOENV I-GEOSTATISTICS FOR ENVIRONMENTAL APPLICATIONS. PROCEEDINGS, LISBON, PORTUGAL, 18-19 NOVEMBER 1996., 1997. KLUWER ACADEMIC PUBLISHERS*, 139-151.
- JOERIN, F., THÉRIAULT, M. & MUSY, A. 2001. USING GIS AND OUTRANKING MULTICRITERIA ANALYSIS FOR LAND-USE SUITABILITY ASSESSMENT. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SCIENCE*, 15, 153-174.
- JOHNSON, J. M.-F., FRANZLUEBBERS, A. J., WEYERS, S. L. & REICOSKY, D. C. 2007. AGRICULTURAL OPPORTUNITIES TO MITIGATE GREENHOUSE GAS EMISSIONS. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 150, 107-124.
- JOHNSTON, R. J., TAYLOR, P. J. & WATTS, M. 2002. *GEOGRAPHIES OF GLOBAL CHANGE: REMAPPING THE WORLD*, JOHN WILEY & SONS.
- JONES, R. J. A., HIEDERER, R., RUSCO, E., LOVELAND, P. J. & MONTANARELLA, L. 2004. THE MAP OF ORGANIC CARBON IN TOPSOILS IN EUROPE. *EUROPEAN SOIL BUREAU RESEARCH REPORT NO.17, EUR 21209 EN, 26PP. AND 1 MAP IN ISO B1 FORMAT. OFFICE FOR OFFICIAL PUBLICATIONS OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, LUXEMBOURG*.
- JORDAN, C. & SMITH, R. 2005. METHODS TO PREDICT THE AGRICULTURAL CONTRIBUTION TO CATCHMENT NITRATE LOADS: DESIGNATION OF NITRATE VULNERABLE ZONES IN NORTHERN IRELAND. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 304, 316-329.
- JRC 2006. SIMLAB, SOFTWARE FOR UNCERTAINTY AND SENSITIVITY ANALYSIS, VERSION 2.2. DEVELOPED BY THE JOINT RESEARCH CENTRE (JRC), ISPRA. AVAILABLE ONLINE AT:<http://simlab.jrc.ec.europa.eu>. (ACCEDED JUNE 2013).
- JRC 2013. NITRATE VULNERABLE ZONES, EU. JOINT RESEARCH CENTRE (JRC).
- KAI, P., PEDERSEN, P., JENSEN, J., HANSEN, M. N. & SOMMER, S. G. 2008. A WHOLE-FARM ASSESSMENT OF THE EFFICACY OF SLURRY ACIDIFICATION IN REDUCING AMMONIA EMISSIONS. *EUROPEAN JOURNAL OF AGRONOMY*, 28, 148-154.
- KEENEY, R. L. & RAIFFA, H. 1976. *DECISIONS WITH MULTIPLE OBJECTIVES: PREFERENCES AND VALUE TRADE-OFFS*, NEW YORK: WILEY.
- KELLOGG, W. W. & SCHWARE, R. 1981. CLIMATE CHANGE AND SOCIETY: CONSEQUENCES OF INCREASING ATMOSPHERIC CARBON DIOXIDE. ASPEN INST. FOR HUMANISTIC STUDIES, CO (USA).
- KIKER, G. A., BRIDGES, T. S., VARGHESE, A., SEAGER, T. P. & LINKOV, I. 2005. APPLICATION OF MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS IN ENVIRONMENTAL DECISION MAKING. *INTEGRATED ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND MANAGEMENT*, 1, 95-108.
- KIRCHMANN, H., ESALA, M., MORKEN, J., FERM, M., BUSSINK, W., GUSTAVSSON, J. & JAKOBSSON, C. 1998. AMMONIA EMISSIONS FROM AGRICULTURE. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS*, 51, 1-3.

- KOOPS, J., OENEMA, O. & BEUSICHEM, M. L. 1996. DENITRIFICATION IN THE TOP AND SUB SOIL OF GRASSLAND ON PEAT SOILS. *PLANT AND SOIL*, 184, 1-10.
- KOSTER, I. & LETTINGA, G. 1988. ANAEROBIC DIGESTION AT EXTREME AMMONIA CONCENTRATIONS. *BIOLOGICAL WASTES*, 25, 51-59.
- KRINNER, W., LALLANA, C., ESTRELA, T., NIXON, C. S., ZABEL, T., LAFFON, L., REES, G. & COLE, G. 1999. *SUSTAINABLE WATER USE IN EUROPE*, OFFICE FOR OFFICIAL PUBLICATIONS OF THE EC.
- KROODSMA, W. 1986. SEPARATION AND REMOVAL OF FAECES AND URINE USING FILTER NETS UNDER SLATTED FLOORS IN PIGGERIES. *JOURNAL OF AGRICULTURAL ENGINEERING RESEARCH*, 34, 75-84.
- KRUPA, S. 2003. EFFECTS OF ATMOSPHERIC AMMONIA (NH<sub>3</sub>) ON TERRESTRIAL VEGETATION: A REVIEW. *ENVIRONMENTAL POLLUTION (BARKING, ESSEX: 1987)*, 124, 179.
- LACHANCE, I., GODBOUT, S., LEMAY, S. P. & LAROUCHE, J.-P. 2005. SEPARATION OF PIG MANURE UNDER SLATS: TO REDUCE RELEASES IN THE ENVIRONMENT. *ASAE PAPER*.
- LÆGREID, M., BOCKMAN, O. C. & KAARSTAD, O. 1999. *AGRICULTURE, FERTILIZERS AND THE ENVIRONMENT*, CABI PUBLISHING.
- LAKE, I. R., LOVETT, A. A., HISCOCK, K. M., BETSON, M., FOLEY, A., SÜNNENBERG, G., EVERS, S. & FLETCHER, S. 2003. EVALUATING FACTORS INFLUENCING GROUNDWATER VULNERABILITY TO NITRATE POLLUTION: DEVELOPING THE POTENTIAL OF GIS. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 68, 315-328.
- LAMELAS, M., MARINONI, O., HOPPE, A. & DE LA RIVA, J. 2007. GROUNDWATER VULNERABILITY MAP FOR THE EBRO ALLUVIAL AQUIFER BETWEEN JALÓN AND GINEL TRIBUTARIES (SPAIN). *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 53, 861-878.
- LASSERRE, F., RAZACK, M. & BANTON, O. 1999. A GIS-LINKED MODEL FOR THE ASSESSMENT OF NITRATE CONTAMINATION IN GROUNDWATER. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 224, 81-90.
- LAWLOR, D. W., LEMAIRE, G. & GASTAL, F. 2001. NITROGEN, PLANT GROWTH AND CROP YIELD. *PLANT NITROGEN*, 343-367.
- LEDOUX, E., GOMEZ, E., MONGET, J. M., VIAVATTENE, C., VIENNOT, P., DUCHARNE, A., BENOÎT, M., MIGNOLET, C., SCHOTT, C. & MARY, B. 2007. AGRICULTURE AND GROUNDWATER NITRATE CONTAMINATION IN THE SEINE BASIN. THE STICS-MODCOU MODELLING CHAIN. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 375, 33-47.
- LEIBUNDGUT, C. 1998. VULNERABILITY OF KARST AQUIFERS. *IAHS PUBLICATION*, 45-60.
- LELIEVELD, J., CRUTZEN, P. J. & DENTENER, F. J. 1998. CHANGING CONCENTRATION, LIFETIME AND CLIMATE FORCING OF ATMOSPHERIC METHANE. *TELLUS B*, 50, 128-150.
- LEOPOLD, L. B. & DUNNE, T. 1978. *WATER IN ENVIRONMENTAL PLANNING*. NEW YORK, 818p.
- LILLY, A., MALCOLM, A. & EDWARDS, A. C. 2001. DEVELOPMENT OF A METHODOLOGY FOR THE DESIGNATION OF GROUNDWATER NITRATE VULNERABLE ZONES IN SCOTLAND. REPORT PREPARED FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION UNIT (WATER UNIT) SCOTTISH EXECUTIVE RURAL AFFAIRS DEPARTMENT.
- LINKOV, I., SATTERSTROM, F. K., STEEVENS, J., FERGUSON, E. & PLEUS, R. C. 2007. MULTI-CRITERIA DECISION ANALYSIS AND ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT FOR NANOMATERIALS. *JOURNAL OF NANOPARTICLE RESEARCH*, 9, 543-554.
- LINKOV, I., VARGHESE, A., JAMIL, S., SEAGER, T., KIKER, G. & BRIDGES, T. 2005. MULTI-CRITERIA DECISION ANALYSIS: A FRAMEWORK FOR STRUCTURING REMEDIAL DECISIONS AT CONTAMINATED SITES. *COMPARATIVE RISK ASSESSMENT AND ENVIRONMENTAL DECISION MAKING*, 15-54.
- LIU, R. Z. & BORTHWICK, A. G. 2011. MEASUREMENT AND ASSESSMENT OF CARRYING CAPACITY OF THE ENVIRONMENT IN NINGBO, CHINA. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 92, 2047-2053.
- LIU, X., WU, J. & XU, J. 2006. CHARACTERIZING THE RISK ASSESSMENT OF HEAVY METALS AND SAMPLING UNCERTAINTY ANALYSIS IN PADDY FIELD BY GEOSTATISTICS AND GIS. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 141, 257-264.
- LOVANH, N., LOUGHRIN, J. H., COOK, K., ROTHROCK, M. & SISTANI, K. 2009. THE EFFECT OF STRATIFICATION AND SEASONAL VARIABILITY ON THE PROFILE OF AN ANAEROBIC SWINE WASTE TREATMENT LAGOON. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 100, 3706-3712.

- LOVETT, A. A., PARFITT, J. P. & BRAINARD, J. S. 2006. USING GIS IN RISK ANALYSIS: A CASE STUDY OF HAZARDOUS WASTE TRANSPORT. *RISK ANALYSIS*, 17, 625-633.
- LVOVITCH, M. I. 1972. WORLD WATER BALANCE: GENERAL REPORT. IN: PROCEEDINGS OF SYMPOSIUM ON WORLD WATER BALANCE, READING 1970, IASH PROCEEDINGS Nº. 2, INTERNATIONAL ASSOCIATION OF HYDROLOGICAL SCIENCES, WALLINGFORD, UK, 401-415.
- MAAG, M. & VINTHER, F. P. 1996. NITROUS OXIDE EMISSION BY NITRIFICATION AND DENITRIFICATION IN DIFFERENT SOIL TYPES AND AT DIFFERENT SOIL MOISTURE CONTENTS AND TEMPERATURES. *APPLIED SOIL ECOLOGY*, 4, 5-14.
- MACDONALD, J., DISE, N., MATZNER, E., ARMBRUSTER, M., GUNDERSEN, P. & FORSIUS, M. 2002. NITROGEN INPUT TOGETHER WITH ECOSYSTEM NITROGEN ENRICHMENT PREDICT NITRATE LEACHING FROM EUROPEAN FORESTS. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 8, 1028-1033.
- MACHARIS, C., SPRINGAEL, J., DE BRUCKER, K. & VERBEKE, A. 2004. PROMETHEE AND AHP: THE DESIGN OF OPERATIONAL SYNERGIES IN MULTICRITERIA ANALYSIS.: STRENGTHENING PROMETHEE WITH IDEAS OF AHP. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 153, 307-317.
- MAGRAMA 2012A. INVENTARIO DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA DE ESPAÑA, EDICIÓN 2013 (SERIE 1990-2011) SUMARIO DE RESULTADOS DE ACIDIFICADORES, EUTROFIZADORES Y PRECURSORES DEL OZONO.
- MAGRAMA 2012B. INVENTARIO DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE ESPAÑA, EDICIÓN 2013 (SERIE 1990-2011), MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE.
- MAGRAMA 2013A. AVANCE DE LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES GEI 2012. MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE.
- MAGRAMA 2013B. COBERTURA GEOGRÁFICA DE LAS ZONAS VULNERABLES DE ESPAÑA. SISTEMA INTEGRADO DE INFORMACIÓN DEL AGUA (SIA). .
- MAHVI, A., NOURI, J., BABAEI, A. & NABIZADEH, R. 2005. AGRICULTURAL ACTIVITIES IMPACT ON GROUNDWATER NITRATE POLLUTION. *INT. J. ENVIRON. SCI. TECH*, 2, 41-47.
- MAIDMENT, D. R. 1992. *HANDBOOK OF HYDROLOGY*, MCGRAW-HILL INC.
- MALCZEWSKI, J. 1999. *GIS AND MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS*, WILEY.
- MALCZEWSKI, J. 2000. ON THE USE OF WEIGHTED LINEAR COMBINATION METHOD IN GIS: COMMON AND BEST PRACTICE APPROACHES. *TRANSACTIONS IN GIS*, 4, 5-22.
- MALCZEWSKI, J. 2006. GIS-BASED MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS: A SURVEY OF THE LITERATURE. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SCIENCE*, 20, 703-726.
- MARGAT, J. 1968. VULNERABILITE DES NAPPES D'EAU SOUTERRAINE `A LA POLLUTION (CONTAMINATION VULNERABILITY MAPPING OF GROUNDWATER). *BUREAU DE RECHERCHES GEOLOGIQUES ET MINIERES, ORLEANS*.
- MARICHAL, J.-L. & ROUBENS, M. 2000. DETERMINATION OF WEIGHTS OF INTERACTING CRITERIA FROM A REFERENCE SET. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 124, 641-650.
- MARTIN, C., MORGAVI, D. P. & DOREAU, M. 2010. METHANE MITIGATION IN RUMINANTS: FROM MICROBE TO THE FARM SCALE. *ANIMAL*, 4, 351-365.
- MARTIN, C., ROUEL, J., JOUANY, J., DOREAU, M. & CHILLIARD, Y. 2008. METHANE OUTPUT AND DIET DIGESTIBILITY IN RESPONSE TO FEEDING DAIRY COWS CRUDE LINSEED, EXTRUDED LINSEED, OR LINSEED OIL. *JOURNAL OF ANIMAL SCIENCE*, 86, 2642-2650.
- MARTIN, S. T., HUNG, H.-M., PARK, R. J., JACOB, D. J., SPURR, R. J. D., CHANCE, K. V. & CHIN, M. 2004. EFFECTS OF THE PHYSICAL STATE OF TROPOSPHERIC AMMONIUM-SULFATE-NITRATE PARTICLES ON GLOBAL AEROSOL DIRECT RADIATIVE FORCING. *ATMOSPHERIC CHEMISTRY AND PHYSICS*, 4, 183-214.
- MARTÍNEZ-BASTIDA, J. J. 2009. TESIS DOCTORAL: EL NITRÓGENO EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA COMUNIDAD DE MADRID: DESCRIPCIÓN DE LOS PROCESOS DE CONTAMINACIÓN Y DESARROLLO DE HERRAMIENTAS PARA LA DESIGNACIÓN DE ZONAS VULNERABLES.
- MARTÍNEZ-BASTIDA, J. J., ARAUZO, M. & VALLADOLID, M. 2010. INTRINSIC AND SPECIFIC VULNERABILITY OF GROUNDWATER IN CENTRAL SPAIN: THE RISK OF NITRATE POLLUTION. *HYDROGEOLOGY JOURNAL*, 18, 681-698.

- MASETTI, M., POLI, S. & STERLACCHINI, S. 2007. THE USE OF THE WEIGHTS-OF-EVIDENCE MODELING TECHNIQUE TO ESTIMATE THE VULNERABILITY OF GROUNDWATER TO NITRATE CONTAMINATION. *NATURAL RESOURCES RESEARCH*, 16, 109-119.
- MAZARI-HIRIART, M., CRUZ-BELLO, G., BOJORQUEZ-TAPIA, L. A., JUAREZ-MARUSICH, L., ALCANTAR-LOPEZ, G., MARIN, L. E. & SOTO-GALERA, E. 2006. GROUNDWATER VULNERABILITY ASSESSMENT FOR ORGANIC COMPOUNDS: FUZZY MULTICRITERIA APPROACH FOR MEXICO CITY. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 37, 410-421.
- MCCARTY, G. & BREMNER, J. 1992. AVAILABILITY OF ORGANIC CARBON FOR DENITRIFICATION OF NITRATE IN SUBSOILS. *BIOLOGY AND FERTILITY OF SOILS*, 14, 219-222.
- MCLAY, C., DRAGTEN, R., SPARLING, G. & SELVARAJAH, N. 2001. PREDICTING GROUNDWATER NITRATE CONCENTRATIONS IN A REGION OF MIXED AGRICULTURAL LAND USE: A COMPARISON OF THREE APPROACHES. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 115, 191-204.
- MCTAGGART, I., CLAYTON, H., PARKER, J., SWAN, L. & SMITH, K. 1997. NITROUS OXIDE EMISSIONS FROM GRASSLAND AND SPRING BARLEY, FOLLOWING N FERTILISER APPLICATION WITH AND WITHOUT NITRIFICATION INHIBITORS. *BIOLOGY AND FERTILITY OF SOILS*, 25, 261-268.
- MENDOZA, G. A. & PRABHU, R. 2003. QUALITATIVE MULTI-CRITERIA APPROACHES TO ASSESSING INDICATORS OF SUSTAINABLE FOREST RESOURCE MANAGEMENT. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 174, 329-343.
- MENGEL, K. & KIRKBY, E. A. 2001. *PRINCIPLES OF PLANT NUTRITION*, KLUWER ACADEMIC PUB.
- MENZI, H. 2001. NEEDS AND IMPLICATIONS FOR GOOD MANURE AND NUTRIENT MANAGEMENT IN INTENSIVE LIVESTOCK PRODUCTION IN DEVELOPING COUNTRIES. . *AREA WIDE INTEGRATION WORKSHOP*, UNPUBLISHED.
- MILLAR, N., ROBERTSON, G. P., GRACE, P. R., GEHL, R. J. & HOBEN, J. P. 2010. NITROGEN FERTILIZER MANAGEMENT FOR NITROUS OXIDE (N<sub>2</sub>O) MITIGATION IN INTENSIVE CORN (MAIZE) PRODUCTION: AN EMISSIONS REDUCTION PROTOCOL FOR US MIDWEST AGRICULTURE. *MITIGATION AND ADAPTATION STRATEGIES FOR GLOBAL CHANGE*, 15, 185-204.
- MIMAM 1998. EL LIBRO BLANCO DEL AGUA EN ESPAÑA. MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE.
- MITCHELL, J. 1989. THE "GREENHOUSE" EFFECT AND CLIMATE CHANGE. *REVIEWS OF GEOPHYSICS*, 27, 115-139.
- MMA, M. D. M. A. 2006. SÍNTESIS DE LA INFORMACIÓN REMITIDA POR ESPAÑA PARA DAR CUMPLIMIENTO A LOS ARTICULOS 5 Y 6 DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA, EN MATERIA DE AGUAS SUBTERRANEAS.
- MOHAMMADI, K., NIKNAM, R. & MAJD, V. J. 2009. AQUIFER VULNERABILITY ASSESSMENT USING GIS AND FUZZY SYSTEM: A CASE STUDY IN TEHRAN-KARAJ AQUIFER, IRAN. *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 58, 437-446.
- MØLLER, H. B., SOMMER, S. G. & AHRING, B. K. 2004. METHANE PRODUCTIVITY OF MANURE, STRAW AND SOLID FRACTIONS OF MANURE. *BIOMASS AND BIOENERGY*, 26, 485-495.
- MORAL, R., PEREZ-MURCIA, M., PEREZ-ESPINOSA, A., MORENO-CASELLES, J. & PAREDES, C. 2005. ESTIMATION OF NUTRIENT VALUES OF PIG SLURRIES IN SOUTHEAST SPAIN USING EASILY DETERMINED PROPERTIES. *WASTE MANAGEMENT*, 25, 719-725.
- MOSIER, A., DUXBURY, J., FRENEY, J., HEINEMEYER, O. & MINAMI, K. 1996. NITROUS OXIDE EMISSIONS FROM AGRICULTURAL FIELDS: ASSESSMENT, MEASUREMENT AND MITIGATION. *PROGRESS IN NITROGEN CYCLING STUDIES*. SPRINGER.
- MOSIER, A., DUXBURY, J., FRENEY, J., HEINEMEYER, O., MINAMI, K. & JOHNSON, D. 1998A. MITIGATING AGRICULTURAL EMISSIONS OF METHANE. *CLIMATIC CHANGE*, 40, 39-80.
- MOSIER, A., KROEZE, C., NEVISON, C., OENEMA, O., SEITZINGER, S. & VAN CLEEMPUT, O. 1998B. CLOSING THE GLOBAL N<sub>2</sub>O BUDGET: NITROUS OXIDE EMISSIONS THROUGH THE AGRICULTURAL NITROGEN CYCLE. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS*, 52, 225-248.
- MOSIER, A. R., DUXBURY, J. M., FRENEY, J. R., HEINEMEYER, O. & MINAMI, K. 1998C. ASSESSING AND MITIGATING N<sub>2</sub>O EMISSIONS FROM AGRICULTURAL SOILS. *CLIMATIC CHANGE*, 40, 7-38.
- MOUJABBER, M. E., SAMRA, B. B., DARWISH, T. & ATALLAH, T. 2006. COMPARISON OF DIFFERENT INDICATORS FOR GROUNDWATER CONTAMINATION BY SEAWATER INTRUSION ON THE LEBANESE COAST. *WATER RESOURCES MANAGEMENT*, 20, 161-180.

- NAS, B. & BERKTAY, A. 2006. GROUNDWATER CONTAMINATION BY NITRATES IN THE CITY OF KONYA,(TURKEY): A GIS PERSPECTIVE. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 79, 30-37.
- NDAYEGAMIYE, A. & COTE, D. 1989. EFFECT OF LONG-TERM PIG SLURRY AND SOLID CATTLE MANURE APPLICATION ON SOIL CHEMICAL AND BIOLOGICAL PROPERTIES. *CANADIAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE*, 69, 39-47.
- NDEGWA, P., HRISTOV, A., AROGO, J. & SHEFFIELD, R. 2008. A REVIEW OF AMMONIA EMISSION MITIGATION TECHNIQUES FOR CONCENTRATED ANIMAL FEEDING OPERATIONS. *BIOSYSTEMS ENGINEERING*, 100, 453-469.
- NG, C., ZHAN, L., BAO, C., FREDLUND, D. & GONG, B. 2003. PERFORMANCE OF AN UNSATURATED EXPANSIVE SOIL SLOPE SUBJECTED TO ARTIFICIAL RAINFALL INFILTRATION. *GEOTECHNIQUE*, 53, 143-157.
- NICOLAI, R., POHL, S. H. & SCHMIDT, D. 2005. *COVERS FOR MANURE STORAGE UNITS*, SOUTH DAKOTA STATE UNIVERSITY, COLLEGE OF AGRICULTURE & BIOLOGICAL SCIENCES, COOPERATIVE EXTENSION SERVICE.
- NIELSEN, D. R. & WENDROTH, O. 2002. *SPATIAL AND TEMPORAL STATISTICS SAMPLING FIELDS SOILS AND THEIR VEGETATION*.
- NINYEROLA, M., PONS, X. & ROURE, J. M. 2007. MONTHLY PRECIPITATION MAPPING OF THE IBERIAN PENINSULA USING SPATIAL INTERPOLATION TOOLS IMPLEMENTED IN A GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM. *THEORETICAL AND APPLIED CLIMATOLOGY*, 89, 195-209.
- NIÑEROLA, J. M. 2008. CALIDAD Y CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS: CASO DE ESTUDIO EN CATALUÑA. EN: MOLINERO J, ORTUÑO F, VALVERDE M, LAMBÁN LJ (EDS.) LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN ESPAÑA ANTE LAS DIRECTIVAS EUROPEAS: RETOS Y PERSPECTIVAS. HIDROGEOLOGÍA Y AGUAS SUBTERRÁNEAS.
- NOLAN, B. T., HITT, K. J. & RUDDY, B. C. 2002. PROBABILITY OF NITRATE CONTAMINATION OF RECENTLY RECHARGED GROUNDWATERS IN THE CONTERMINOUS UNITED STATES. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 36, 2138-2145.
- NORDHAUS, W. D. & BOYER, J. G. 1998. REQUIEM FOR KYOTO: AN ECONOMIC ANALYSIS OF THE KYOTO PROTOCOL. *COWLES FOUNDATION DISCUSSION PAPER*.
- NRC 2010. AMERICA'S CLIMATE CHOICES: PANEL ON ADVANCING THE SCIENCE OF CLIMATE CHANGE. *NATIONAL RESEARCH COUNCIL. THE NATIONAL ACADEMIES PRESS, WASHINGTON, DC, USA*.
- OENEMA, O., BOERS, P., VAN EERDT, M., FRATERS, B., VAN DER MEER, H., ROEST, C., SCHRÖDER, J. & WILLEMS, W. 1998. LEACHING OF NITRATE FROM AGRICULTURE TO GROUNDWATER: THE EFFECT OF POLICIES AND MEASURES IN THE NETHERLANDS. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 102, 471-478.
- OENEMA, O., WRAGE, N., VELTHOF, G. L., VAN GROENIGEN, J. W., DOLFING, J. & KUIKMAN, P. J. 2005. TRENDS IN GLOBAL NITROUS OXIDE EMISSIONS FROM ANIMAL PRODUCTION SYSTEMS. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS*, 72, 51-65.
- PADOVANI, L. & TREVISAN, M. 2002. *I NITRATI DI ORIGINE AGRICOLA NELLE ACQUE SOTTERRANEE: UN INDICE PARAMETRICO PER L'INDIVIDUAZIONE DI AREE VULNERABILI*, PITAGORA.
- PANETTA, D. M., POWERS, W. J. & LORIMOR, J. C. 2005. MANAGEMENT STRATEGY IMPACTS ON AMMONIA VOLATILIZATION FROM SWINE MANURE. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY*, 34, 1119-1130.
- PANNO, S., KELLY, W., MARTINSEK, A. & HACKLEY, K. 2006. ESTIMATING BACKGROUND AND THRESHOLD NITRATE CONCENTRATIONS USING PROBABILITY GRAPHS. *GROUND WATER*, 44, 697-709.
- PARKIN, T. B., SEXSTONE, A. J. & TIEDJE, J. M. 1985. ADAPTATION OF DENITRIFYING POPULATIONS TO LOW SOIL PH. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 49, 1053-1056.
- PARTON, W., MOSIER, A., OJIMA, D., VALENTINE, D., SCHIMEL, D., WEIER, K. & KULMALA, A. 1996. GENERALIZED MODEL FOR N<sub>2</sub> AND N<sub>2</sub>O PRODUCTION FROM NITRIFICATION AND DENITRIFICATION. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, 10, 401-412.
- PASSUELLO, A., CADIACH, O., PEREZ, Y. & SCHUHMACHER, M. 2012. A SPATIAL MULTICRITERIA DECISION MAKING TOOL TO DEFINE THE BEST AGRICULTURAL AREAS FOR SEWAGE SLUDGE AMENDMENT. *ENVIRONMENT INTERNATIONAL*, 38, 1-9.

- PATZ, J. A., GIBBS, H. K., FOLEY, J. A., ROGERS, J. V. & SMITH, K. R. 2007. CLIMATE CHANGE AND GLOBAL HEALTH: QUANTIFYING A GROWING ETHICAL CRISIS. *ECOHEALTH*, 4, 397-405.
- PAYNE, W. J. 1981. *DENITRIFICATION*, JOHN WILEY & SONS INC.
- PEARSON, J. & STEWART, G. R. 1993. TANSLEY REVIEW NO. 56. THE DEPOSITION OF ATMOSPHERIC AMMONIA AND ITS EFFECTS ON PLANTS. *NEW PHYTOLOGIST*, 125, 283-305.
- PENMAN, H. L. 1948. NATURAL EVAPORATION FROM OPEN WATER, BARE SOIL AND GRASS. *PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY OF LONDON. SERIES A. MATHEMATICAL AND PHYSICAL SCIENCES*, 193, 120-145.
- PHILIPPE, F.-X., CABARAUX, J.-F. & NICKS, B. 2011. AMMONIA EMISSIONS FROM PIG HOUSES: INFLUENCING FACTORS AND MITIGATION TECHNIQUES. *AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT*, 141, 245-260.
- PIHLATIE, M., SYVÄSALO, E., SIMOJOKI, A., ESALA, M. & REGINA, K. 2004. CONTRIBUTION OF NITRIFICATION AND DENITRIFICATION TO N<sub>2</sub>O PRODUCTION IN PEAT, CLAY AND LOAMY SAND SOILS UNDER DIFFERENT SOIL MOISTURE CONDITIONS. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS*, 70, 135-141.
- PINDER, R. W., STRADER, R., DAVIDSON, C. I. & ADAMS, P. J. 2004. A TEMPORALLY AND SPATIALLY RESOLVED AMMONIA EMISSION INVENTORY FOR DAIRY COWS IN THE UNITED STATES. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*, 38, 3747-3756.
- PLATA, W., GÓMEZ, M. & BOSQUE, J. 2012. PROPOSAL FOR THE INTRODUCTION OF THE SPATIAL PERSPECTIVE IN THE APPLICATION OF GLOBAL SENSITIVITY ANALYSIS. *JOURNAL OF GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM*, 503-513.
- POHEKAR, S. & RAMACHANDRAN, M. 2004. APPLICATION OF MULTI-CRITERIA DECISION MAKING TO SUSTAINABLE ENERGY PLANNING—A REVIEW. *RENEWABLE AND SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS*, 8, 365-381.
- POMEROL, J.-C. & BARBA-ROMERO, S. 2000. *MULTICRITERION DECISION IN MANAGEMENT: PRINCIPLES AND PRACTICE*, KLUWER ACADEMIC PUB.
- PONCE, V. M. 1989. ENGINEERING HYDROLOGY, PRINCIPLES AND PRACTICES. . *PRENTICE-HALL, ENGLEWOOD CLIFFS, NEW JERSEY*.
- POWELL, J., BRODERICK, G. & MISSELBROOK, T. 2008. SEASONAL DIET AFFECTS AMMONIA EMISSIONS FROM TIE-STALL DAIRY BARNs. *JOURNAL OF DAIRY SCIENCE*, 91, 857-869.
- POWER, J., SANDOVAL, F., RIES, R. & MERRILL, S. 1981. EFFECTS OF TOPSOIL AND SUBSOIL THICKNESS ON SOIL WATER CONTENT AND CROP PRODUCTION ON A DISTURBED SOIL. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 45, 124-129.
- PÖYHÖNEN, M. & HÄMÄLÄINEN, R. P. 2001. ON THE CONVERGENCE OF MULTIATTRIBUTE WEIGHTING METHODS. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 129, 569-585.
- RAMANATHAN, V., CALLIS, L., CESS, R., HANSEN, J., ISAKSEN, I., KUHN, W., LACIS, A., LUTHER, F., MAHLMAN, J. & RECK, R. 1987. CLIMATE-CHEMICAL INTERACTIONS AND EFFECTS OF CHANGING ATMOSPHERIC TRACE GASES. *REVIEWS OF GEOPHYSICS*, 25, 1441-1482.
- REBOLLEDO, B., GIL, A. & PALLARÉS, J. 2012. A SPATIAL AMMONIA EMISSION INVENTORY FOR PIG FARMING. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*.
- RIBEIRO, L. 2000. IS: UM NOVO INDICE DE SUSCEPTIBILIDADE DE AQUÍFEROS Á CONTAMINAÇÃO AGRÍCOLA [SI: A NEW INDEX OF AQUIFER SUSCEPTIBILITY TO AGRICULTURAL POLLUTION]. INTERNAL REPORT, ERS/HA/CVRM, INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO, LISBON.
- RIGOLOT, C., ESPAGNOL, S., POMAR, C. & DOURMAD, J. 2010. MODELLING OF MANURE PRODUCTION BY PIGS AND NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O AND CH<sub>4</sub> EMISSIONS. PART I: ANIMAL EXCRETION AND ENTERIC CH<sub>4</sub>, EFFECT OF FEEDING AND PERFORMANCE. *ANIMAL: AN INTERNATIONAL JOURNAL OF ANIMAL BIOSCIENCE*, 4, 1401.
- RÖMKENS, M., PRASAD, S., WHISLER, F., ANDERSON, M. & BURT, T. 1990. SURFACE SEALING AND INFILTRATION. *PROCESS STUDIES IN HILLSLOPE HYDROLOGY*, 127-172.
- ROY, B. 1968. CLASSEMENT ET CHOIX EN PRÉSENCE DES POINTS DE VUE MULTIPLES, LA MÉTHODE ELECTRE. . *R.I.R.O.*, II, 57-75.

- RYDEN, J. & WHITCHEAD, D. 1988. SOME RELATIONSHIPS BETWEEN DENITRIFICATION POTENTIAL AND FRACTIONS OF ORGANIC CARBON IN AIR-DRIED AND FIELD-MOIST SOILS. *SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY*, 20, 737-741.
- SAATY, T. L. 1980. THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS. *MCGRAW-HILL, NEW YORK*.
- SAATY, T. L. 1985. DECISION MAKING FOR LEADERS. *SYSTEMS, MAN AND CYBERNETICS, IEEE TRANSACTIONS ON*, 450-452.
- SAATY, T. L. 1988. *WHAT IS THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS?*, SPRINGER.
- SAATY, T. L. 1990. EIGENVECTOR AND LOGARITHMIC LEAST SQUARES. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 48, 156-160.
- SAATY, T. L. 1991. RESPONSE TO HOLDER'S COMMENTS ON THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS. *THE JOURNAL OF THE OPERATIONAL RESEARCH SOCIETY*, 42, 909-914.
- SAATY, T. L. 1994. HIGHLIGHTS AND CRITICAL POINTS IN THE THEORY AND APPLICATION OF THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 74, 426-447.
- SAATY, T. L. 2003. DECISION-MAKING WITH THE AHP: WHY IS THE PRINCIPAL EIGENVECTOR NECESSARY. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 145, 85-91.
- SAATY, T. L. & HU, G. 1998. RANKING BY EIGENVECTOR VERSUS OTHER METHODS IN THE ANALYTIC HIERARCHY PROCESS. *APPLIED MATHEMATICS LETTERS*, 11, 121-125.
- SAATY, T. L. & VARGAS, L. G. 1984. COMPARISON OF EIGENVALUE, LOGARITHMIC LEAST SQUARES AND LEAST SQUARES METHODS IN ESTIMATING RATIOS. *MATHEMATICAL MODELLING*, 5, 309-324.
- SALO, A. & PUNKKA, A. 2005. RANK INCLUSION IN CRITERIA HIERARCHIES. *EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH*, 163, 338-356.
- SALTELLI, A. & BOLADO, R. 1998. AN ALTERNATIVE WAY TO COMPUTE FOURIER AMPLITUDE SENSITIVITY TEST (FAST). *COMPUTATIONAL STATISTICS & DATA ANALYSIS*, 26, 445-460.
- SALTELLI, A., CHAN, K. & SCOTT, E. M. 2000. *SENSITIVITY ANALYSIS*, WILEY NEW YORK.
- SALTELLI, A., TARANTOLA, S., CAMPOLONGO, F. & RATTO, M. 2004. *SENSITIVITY ANALYSIS IN PRACTICE: A GUIDE TO ASSESSING SCIENTIFIC MODELS*, WILEY.
- SALTELLI, A., TARANTOLA, S. & CHAN, K.-S. 1999. A QUANTITATIVE MODEL-INDEPENDENT METHOD FOR GLOBAL SENSITIVITY ANALYSIS OF MODEL OUTPUT. *TECHNOMETRICS*, 41, 39-56.
- SÁNCHEZ, M. & GONZÁLEZ, J. 2005. THE FERTILIZER VALUE OF PIG SLURRY. I. VALUES DEPENDING ON THE TYPE OF OPERATION. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 96, 1117-1123.
- SCHENKERMANN, S. 1991. USE AND ABUSE OF WEIGHTS IN MULTIPLE OBJECTIVE DECISION SUPPORT MODELS\*. *DECISION SCIENCES*, 22, 369-378.
- SEGUIN, B. & ITIER, B. 1983. USING MIDDAY SURFACE TEMPERATURE TO ESTIMATE DAILY EVAPORATION FROM SATELLITE THERMAL IR DATA. *INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING*, 4, 371-383.
- SHARMA, B. & AHLERT, R. 1977. NITRIFICATION AND NITROGEN REMOVAL (IN WASTE WATER TREATMENT). *WATER RESEARCH*, 11, 897-925.
- SHARMA, K., SINGH, H. & PAREEK, O. 1983. RAINWATER INFILTRATION INTO A BARE LOAMY SAND. *HYDROLOGICAL SCIENCES JOURNAL*, 28, 417-424.
- SILVERMAN, B. W. 1986. DENSITY ESTIMATION FOR STATISTICS AND DATA ANALYSIS. *CHAPMAN & HALL, LONDON*.
- ŠIMEK, M. & COOPER, J. 2002. THE INFLUENCE OF SOIL PH ON DENITRIFICATION: PROGRESS TOWARDS THE UNDERSTANDING OF THIS INTERACTION OVER THE LAST 50 YEARS. *EUROPEAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE*, 53, 345-354.
- ŠIMEK, M. & HOPKINS, D. 1999. REGULATION OF POTENTIAL DENITRIFICATION BY SOIL PH IN LONG-TERM FERTILIZED ARABLE SOILS. *BIOLOGY AND FERTILITY OF SOILS*, 30, 41-47.
- ŠIMEK, M., JÍŠOVÁ, L. & HOPKINS, D. W. 2002. WHAT IS THE SO-CALLED OPTIMUM PH FOR DENITRIFICATION IN SOIL? *SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY*, 34, 1227-1234.
- SINGER, M. J. & LE BISSONNAIS, Y. 1998. IMPORTANCE OF SURFACE SEALING IN THE EROSION OF SOME SOILS FROM A MEDITERRANEAN CLIMATE. *GEOMORPHOLOGY*, 24, 79-85.
- SMIL, V. 1999. NITROGEN IN CROP PRODUCTION: AN ACCOUNT OF GLOBAL FLOWS. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, 13, 647-662.



- SMITH, P., MARTINO, D., CAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., MCCARL, B., OGLE, S., O'MARA, F. & RICE, C. 2008. GREENHOUSE GAS MITIGATION IN AGRICULTURE. *PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY B: BIOLOGICAL SCIENCES*, 363, 789-813.
- SOMMER, S. G. & HUTCHINGS, N. 2001. AMMONIA EMISSION FROM FIELD APPLIED MANURE AND ITS REDUCTION—INVITED PAPER. *EUROPEAN JOURNAL OF AGRONOMY*, 15, 1-15.
- SPALDING, R. F. & EXNER, M. E. 1993. OCCURRENCE OF NITRATE IN GROUNDWATER—A REVIEW. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY*, 22, 392-402.
- SRINIVASAN, R. & ARNOLD, J. G. 1994. INTEGRATION OF A BASIN - SCALE WATER QUALITY MODEL WITH GIS1. *JAWRA JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION*, 30, 453-462.
- STAMATIS, G., VOUDOURIS, K. & KAREFILAKIS, F. 2001. GROUNDWATER POLLUTION BY HEAVY METALS IN HISTORICAL MINING AREA OF LAVRIO, ATTICA, GREECE. *WATER, AIR, & SOIL POLLUTION*, 128, 61-83.
- STARR, R. C. & GILLHAM, R. W. 2005. DENITRIFICATION AND ORGANIC CARBON AVAILABILITY IN TWO AQUIFERS. *GROUND WATER*, 31, 934-947.
- STEELE, K., CARMEL, Y., CROSS, J. & WILCOX, C. 2009. USES AND MISUSES OF MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS (MCDA) IN ENVIRONMENTAL DECISION MAKING. *RISK ANALYSIS*, 29, 26-33.
- STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V. & DE HAAN, C. 2006. *LIVESTOCK'S LONG SHADOW: ENVIRONMENTAL ISSUES AND OPTIONS*, FAO.
- STERN, D. & KAUFMANN, R. 1996. ESTIMATES OF GLOBAL ANTHROPOGENIC METHANE EMISSIONS 1860–1993. *CHEMOSPHERE*, 33, 159-176.
- STERN, N. H. & BRITAIN, G. 2006. *STERN REVIEW: THE ECONOMICS OF CLIMATE CHANGE*, HM TREASURY LONDON.
- STIGTER, T., RIBEIRO, L. & DILL, A. C. 2006. EVALUATION OF AN INTRINSIC AND A SPECIFIC VULNERABILITY ASSESSMENT METHOD IN COMPARISON WITH GROUNDWATER SALINISATION AND NITRATE CONTAMINATION LEVELS IN TWO AGRICULTURAL REGIONS IN THE SOUTH OF PORTUGAL. *HYDROGEOLOGY JOURNAL*, 14, 79-99.
- STONE, J., PAIGE, G. & HAWKINS, R. 2008. RAINFALL INTENSITY-DEPENDENT INFILTRATION RATES ON RANGELAND RAINFALL SIMULATOR PLOTS. *TRANSACTIONS OF THE ASAE (AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS)*, 51, 45.
- STREBEL, O., DUYNISVELD, W. & BÖTTCHER, J. 1989. NITRATE POLLUTION OF GROUNDWATER IN WESTERN EUROPE. *AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT*, 26, 189-214.
- SURESH, A., CHOI, H., OH, D. & MOON, O. 2009. PREDICTION OF THE NUTRIENTS VALUE AND BIOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SWINE SLURRY BY MEASUREMENT OF EC—ELECTRICAL CONDUCTIVITY. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 100, 4683-4689.
- SUTTON, M., MILFORD, C., DRAGOSITS, U., PLACE, C., SINGLES, R., SMITH, R., PITCAIRN, C., FOWLER, D., HILL, J. & APSIMON, H. 1998. DISPERSION, DEPOSITION AND IMPACTS OF ATMOSPHERIC AMMONIA: QUANTIFYING LOCAL BUDGETS AND SPATIAL VARIABILITY. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 102, 349-361.
- TEIRA-ESMATGES, M. R. 2008. INFORME PARA LA MEJORA DE LA GESTIÓN DE LOS PURINES PORCINOS EN CATALUNYA. GENERALITAT DE CATALUNYA CONSELL ASSESSOR PER AL DESENVOLUPAMENT SOSTENIBLE.
- TEIRA-ESMATGES, M. R., BABOT, D., BOIXADERA, J. & GARCÍA-VENTOSA, P. 2008. GENERATED AMOUNT AND COMPOSITION OF PIG SLURRY AND POULTRY MANURE: A FIELD STUDY. *USE OF MANURES AND ORGANIC WASTES TO IMPROVE SOIL QUALITY AND NUTRIENT BALANCES*.
- TEIRA-ESMATGES, M. R. & FLOTATS, X. 2003. A METHOD FOR LIVESTOCK WASTE MANAGEMENT PLANNING IN NE SPAIN. *WASTE MANAGEMENT*, 23, 917-932.
- TESORIERO, A. J. & VOSS, F. D. 1997. PREDICTING THE PROBABILITY OF ELEVATED NITRATE CONCENTRATIONS IN THE PUGET SOUND BASIN: IMPLICATIONS FOR AQUIFER SUSCEPTIBILITY AND VULNERABILITY. *GROUND WATER*, 35, 1029-1039.
- THOMAS, K. L., LLOYD, D. & BODDY, L. 1994. EFFECTS OF OXYGEN, PH AND NITRATE CONCENTRATION ON DENITRIFICATION BY PSEUDOMONAS SPECIES. *FEMS MICROBIOLOGY LETTERS*, 118, 181-186.

- THORNTHWAITE, C. W. 1948. AN APPROACH TOWARD A RATIONAL CLASSIFICATION OF CLIMATE. *GEOGRAPHICAL REVIEW*, 38, 55-94.
- TISCARENO-LOPEZ, M., LOPES, V., STONE, J. & LANE, L. 1993. SENSITIVITY ANALYSIS OF THE WEPP WATERSHED MODEL FOR RANGELAND APPLICATIONS. I. HILLSLOPE PROCESSES. *TRANSACTIONS OF THE ASAE*, 36.
- TIWARI, J. 2007. *ZEOLITE AS NATURAL FEED ADDITIVES TO REDUCE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF SWINE MANURE*. MCGILL UNIVERSITY.
- TODD, D. K. & MAYS, L. W. 1980. GROUNDWATER HYDROLOGY EDITION.
- TORBERT, H. & WOOD, C. 1992. EFFECTS OF SOIL COMPACTION AND WATER - FILLED PORE SPACE ON SOIL MICROBIAL ACTIVITY AND N LOSSES. *COMMUNICATIONS IN SOIL SCIENCE & PLANT ANALYSIS*, 23, 1321-1331.
- TRAN, L. T., KNIGHT, C. G., O'NEILL, R. V., SMITH, E. R., RIITTERS, K. H. & WICKHAM, J. 2002. FUZZY DECISION ANALYSIS FOR INTEGRATED ENVIRONMENTAL VULNERABILITY ASSESSMENT OF THE MID-ATLANTIC REGION 1. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 29, 845-859.
- TUKKER, A. & JANSEN, B. 2008. ENVIRONMENTAL IMPACTS OF PRODUCTS: A DETAILED REVIEW OF STUDIES. *JOURNAL OF INDUSTRIAL ECOLOGY*, 10, 159-182.
- UE 2011. INFORME LAYMAN: "GESTIÓN MEDIOAMBIENTALMENTE CORRECTA Y SOSTENIBLE DEL PURÍN PORCINO BASADA EN TECNOLOGÍAS INNOVADORAS". PROYECTO DE DEMOSTRACIÓN LLEVADO A CABO EN ARAGÓN (ESPAÑA), 2006.LIFE06 ENV/E/000044-ES-WAMAR.
- UNECE 2007. GUIDANCE DOCUMENT ON CONTROL TECHNIQUES FOR PREVENTING AND ABATING EMISSIONS OF AMMONIA, UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSIONS FOR EUROPE (UNECE), GENEVA.
- UNFCCC 2008. KYOTO PROTOCOL REFERENCE MANUAL ON ACCOUNTING OF EMISSIONS AND ASSIGNED AMOUNTS. UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE.
- URA 2010. ZONA VULNERABLE A LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS MASA DE AGUA SUBTERRANEA DE VITORIA. AGENCIA VASCA DEL AGUA (URA). INFORME ANUAL
- VAN BREEMEN, N., BURROUGH, P. A., VELTHORST, E. J., VAN DOBBEN, H. F., DE WIT, T., RIDDER, T. B. & REIJNDERS, H. F. R. 1982. SOIL ACIDIFICATION FROM ATMOSPHERIC AMMONIUM SULPHATE IN FOREST CANOPY THROUGHFALL. *NATURE*, 299, 548-550.
- VAN DER EERDEN, L., DE VRIES, W. & VAN DOBBEN, H. 1998. EFFECTS OF AMMONIA DEPOSITION ON FORESTS IN THE NETHERLANDS. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*, 32, 525-532.
- VAN STEMPOORT, D., EWERT, L. & WASSENAAR, L. 1993. AQUIFER VULNERABILITY INDEX: A GIS-COMPATIBLE METHOD FOR GROUNDWATER VULNERABILITY MAPPING. *CANADIAN WATER RESOURCES JOURNAL*, 18, 25-37.
- VANDRÉ, R. & CLEMENS, J. 1996. STUDIES ON THE RELATIONSHIP BETWEEN SLURRY PH, VOLATILIZATION PROCESSES AND THE INFLUENCE OF ACIDIFYING ADDITIVES. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS*, 47, 157-165.
- VIDAL, A. & PERRIER, A. 1989. TECHNICAL NOTE ANALYSIS OF A SIMPLIFIED RELATION FOR ESTIMATING DAILY EVAPOTRANSPIRATION FROM SATELLITE THERMAL IR DATA. *INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING*, 10, 1327-1337.
- VINTHER, F. 2005. SIMDEN—A SIMPLE EMPIRICAL MODEL FOR QUANTIFICATION OF N<sub>2</sub>O EMISSION AND DENITRIFICATION.
- VON WINTERFELDT, D. & EDWARDS, W. 1986. DECISION ANALYSIS AND BEHAVIORAL RESEARCH. *CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE*.
- VOOGD, H. 1982. MULTICRITERIA EVALUATION WITH MIXED QUALITATIVE AND QUANTITATIVE DATA. *ENVIRONMENT AND PLANNING B*, 9, 221-236.
- VRBA, J. & ZAPOROZEC, A. 1994. GUIDEBOOK ON MAPPING GROUNDWATER VULNERABILITY. *INTERNATIONAL CONTRIBUTIONS TO HYDROGEOLOGY*, 16.
- WANG, F., HALL, G. B. & SUBARYONO 1990. FUZZY INFORMATION REPRESENTATION AND PROCESSING IN CONVENTIONAL GIS SOFTWARE: DATABASE DESIGN AND APPLICATION. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM*, 4, 261-283.

- WANG, J.-J., JING, Y.-Y., ZHANG, C.-F. & ZHAO, J.-H. 2009. REVIEW ON MULTI-CRITERIA DECISION ANALYSIS AID IN SUSTAINABLE ENERGY DECISION-MAKING. *RENEWABLE AND SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS*, 13, 2263-2278.
- WARD, A. J., HOBBS, P. J., HOLLIMAN, P. J. & JONES, D. L. 2008. OPTIMISATION OF THE ANAEROBIC DIGESTION OF AGRICULTURAL RESOURCES. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 99, 7928-7940.
- WARNECK, P. 1999. *CHEMISTRY OF THE NATURAL ATMOSPHERE*, ACCESS ONLINE VIA ELSEVIER.
- WATSON, R. T., RODHE, H., OESCHGER, H. & SIEGENTHALER, U. 1990. GREENHOUSE GASES AND AEROSOLS. *CLIMATE CHANGE: THE IPCC SCIENTIFIC ASSESSMENT*, 1, 17.
- WEBB, J., PAIN, B., BITTMAN, S. & MORGAN, J. 2010. THE IMPACTS OF MANURE APPLICATION METHODS ON EMISSIONS OF AMMONIA, NITROUS OXIDE AND ON CROP RESPONSE—A REVIEW. *AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT*, 137, 39-46.
- WEIER, K., DORAN, J., POWER, J. & WALTERS, D. 1993. DENITRIFICATION AND THE DINITROGEN/NITROUS OXIDE RATIO AS AFFECTED BY SOIL WATER, AVAILABLE CARBON, AND NITRATE.
- WHO, W. H. O. 2008. GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY.[ELECTRONIC RESOURCE]: INCORPORATING 1ST AND 2ND ADDENDA.
- WIJLER, J. & DELWICHE, C. 1954. INVESTIGATIONS ON THE DENITRIFYING PROCESS IN SOIL. *PLANT AND SOIL*, 5, 155-169.
- WRAGE, N., VELTHOF, G., VAN BEUSICHEM, M. & OENEMA, O. 2001. ROLE OF NITRIFIER DENITRIFICATION IN THE PRODUCTION OF NITROUS OXIDE. *SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY*, 33, 1723-1732.
- WU, F. 1998. SIMLAND: A PROTOTYPE TO SIMULATE LAND CONVERSION THROUGH THE INTEGRATED GIS AND CA WITH AHP-DERIVED TRANSITION RULES. *INTERNATIONAL JOURNAL OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SCIENCE*, 12, 63-82.
- XIANGIT, W., GROSS, M., FABOS, J. G. & MACDOUGALL, E. 1992. A FUZZY-GROUP MULTICRITERIA DECISIONMAKING MODEL AND ITS APPLICATION TO LAND-USE PLANNING. *ENVIRONMENT AND PLANNING B: PLANNING AND DESIGN*, 19, 61-84.
- YAGER, R. R. 1988. ON ORDERED WEIGHTED AVERAGING AGGREGATION OPERATORS IN MULTICRITERIA DECISIONMAKING. *SYSTEMS, MAN AND CYBERNETICS, IEEE TRANSACTIONS ON*, 18, 183-190.
- YAGÜE, M. R., BOSCH-SERRA, À. D. & BOIXADERA, J. 2012. MEASUREMENT AND ESTIMATION OF THE FERTILISER VALUE OF PIG SLURRY BY PHYSICOCHEMICAL MODELS: USEFULNESS AND CONSTRAINTS. *BIOSYSTEMS ENGINEERING*, 111, 206-216.
- YURDAKUL, M. & İÇ, Y. T. 2009. APPLICATION OF CORRELATION TEST TO CRITERIA SELECTION FOR MULTI CRITERIA DECISION MAKING (MCDM) MODELS. *THE INTERNATIONAL JOURNAL OF ADVANCED MANUFACTURING TECHNOLOGY*, 40, 403-412.
- YUSUF, R. O., NOOR, Z. Z., ABBA, A. H., HASSAN, M. A. A. & DIN, M. F. M. 2012. METHANE EMISSION BY SECTORS: A COMPREHENSIVE REVIEW OF EMISSION SOURCES AND MITIGATION METHODS. *RENEWABLE AND SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS*, 16, 5059-5070.
- ZADEH, L. 1965. "FUZZY SETS". *INFORMATION AND CONTROL*, 8, 338 -353
- ZAHARAN, H. H. 1999. RHIZOBIUM-LEGUME SYMBIOSIS AND NITROGEN FIXATION UNDER SEVERE CONDITIONS AND IN AN ARID CLIMATE. *MICROBIOLOGY AND MOLECULAR BIOLOGY REVIEWS*, 63, 968-989.
- ZHANG, W., TIAN, Z., ZHANG, N. & LI, X. 1996. NITRATE POLLUTION OF GROUNDWATER IN NORTHERN CHINA. *AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT*, 59, 223-231.
- ZHANG, Y., DORE, A., MA, L., LIU, X., MA, W., CAPE, J. & ZHANG, F. 2010. AGRICULTURAL AMMONIA EMISSIONS INVENTORY AND SPATIAL DISTRIBUTION IN THE NORTH CHINA PLAIN. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 158, 490-501.
- ZIEGLER, D. & HEDUIT, M. 1991. *ENGRAIS DE FERME: VALEUR FERTILISANTE, GESTION, ENVIRONNEMENT*.
- ZWAHLEN, F. E. 2003. COST ACTION 620. VULNERABILITY AND RISK MAPPING FOR THE PROTECTION OF CARBONATE (KARST) AQUIFERS. FINAL REPORT. . 297.

## VIII. Nomenclatura

|                   |   |
|-------------------|---|
| °C                | Grados Celsius  |
| °K                | Grados Kelvin   |
| AHP               | Analytic Hierarchy Process  |
| AI                | Análisis de Incertidumbre   |
| AS                | Análisis de Sensibilidad  |
| $B_0$             | Ultimate methane yield – Capacidad máxima de producción de metano |
| CE                | Conductividad Eléctrica   |
| CFC               | Clorofluorocarbonados   |
| CGE               | Centro Gestor de Estiércoles                                      |
| CH <sub>4</sub>   | Metano  |
| CHE               | Confederación Hidrográfica del Ebro                               |
| CLC               | Corine Land Cover   |
| CO <sub>2</sub>   | Dióxido de carbono  |
| CO <sub>2eq</sub> | CO <sub>2</sub> equivalente                                       |
| CPA               | Conjunctive Partial Absorption                                    |
| DA                | Digestión anaerobia   |
| DMA               | Directiva Marco del Agua  |
| DP                | Potencial de desnitrificación                                     |
| E                 | Evapotranspiración  |
| EMC               | Evaluación Multicriterio  |
| ETP               | Evapotranspiración potencial                                      |
| EVM               | Método del Eigenvector  |
| FDP               | Función Densidad de Probabilidad                                  |
| FE                | Factor de emisión   |
| FH                | Factores Hidrogeológicos  |
| FH <sub>AC</sub>  | Factor tipo de acuífero   |
| FH <sub>DG</sub>  | Factor de profundidad de la tabla de agua                         |
| FH <sub>PV</sub>  | Factor de permeabilidad de la zona vadosa                         |
| FM                | Factores Medioambientales   |
| FM <sub>ET</sub>  | Factor de evapotranspiración                                      |
| FM <sub>FA</sub>  | Factor de flujo de acumulación                                    |
| FM <sub>LC</sub>  | Factor de uso de suelo  |

|                                |  |
|--------------------------------|--|
| FM <sub>OC</sub>               | Factor del contenido de carbono orgánico del suelo             |
| FM <sub>pH</sub>               | Factor de pH del suelo   |
| FM <sub>RR</sub>               | Factor de precipitaciones                                      |
| FM <sub>SR</sub>               | Factor de pendientes del terreno                               |
| FM <sub>TT</sub>               | Factor de textura del topsoil                                  |
| FR                             | Forzamiento radiativo  |
| GDB                            | Base de datos geográfica                                       |
| GEI                            | Gases de efecto invernadero                                    |
| GSA                            | Global Sensitivity Analysis                                    |
| GV                             | Vulnerabilidad intrínseca                                      |
| H                              | Hidrógeno  |
| H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> | Ácido sulfúrico  |
| HCFC                           | Halocarbonados   |
| HNO <sub>3</sub>               | Ácido nítrico  |
| IP                             | Potencial de infiltración                                      |
| IPCC                           | Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático |
| K                              | Potasio  |
| LSP                            | Logic Scoring of Preferences                                   |
| MC                             | Monte Carlo  |
| MCF                            | Methane Conversion Factor – factor de conversión de metano     |
| MDT                            | Modelo Digital de Terreno                                      |
| N/DN                           | Nitrificación y Desnitrificación                               |
| N <sub>2</sub>                 | Nitrógeno molecular  |
| N <sub>2</sub> O               | Óxido nitroso  |
| N <sub>EX</sub>                | Nitrógeno residual excretado                                   |
| NH <sub>2</sub> OH             | hidroxilamina u oxiamoniaco                                    |
| NH <sub>3</sub>                | Amoniaco   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>   | Amonio   |
| NH <sub>x</sub>                | NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                 |
| NO                             | Óxido nítrico  |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>   | Nitrito  |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>   | Nitrato  |
| NO <sub>x</sub>                | Óxidos de nitrógeno  |
| NS                             | Cargas o fuentes de nitrógeno                                  |
| P                              | fósforo  |

|                  |   |
|------------------|---|
| PAC              | Política Agraria Común                      |
| PCG              | Potencial de Calentamiento Global           |
| PFA              | Producción Final Agraria                    |
| PIB              | Producto interno bruto                      |
| PM <sub>10</sub> | Partículas cuyo diámetro es menor que 10 µm |
| PP               | Precipitaciones                             |
| ppb              | Partes por billón                           |
| ppm              | Partes por millón                           |
| Q                | Escorrentía                                 |
| RGMM             | Método de la media geométrica por fila      |
| S                | Almacenamiento hídrico del suelo            |
| SAU              | Superficie Agraria Útil                     |
| Shp              | Shapefile, formato vectorial de ArcGis      |
| SIG              | Sistema de Información Geográfica           |
| ST               | Sólidos Totales                             |
| SV               | Sólidos Volátiles                           |
| ZNS              | Zona No Saturada o zona vadosa              |
| ZVN              | Zonas Vulnerables a Nitratos                |

## IX. Anexos

### Anexo A. Lista de participantes de la encuesta IVNA LSP

| NOMBRE                     | INSTITUCION  | CARGO  | AREA                 |
|----------------------------|--|--|----------------------|
| José Miguel de Paz Bécares | Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias   | Investigador adjunto colaborador                         | Agronomía            |
| Jesús Simal Gándara        | Universidad de Vigo  | Catedrático de Universidad                               | Química              |
| Mercedes Arauzo Sánchez    | CSIC, Instituto de Ciencias Agrarias   | Científico Titular de OPIs                               | Biología             |
| August Bonmatí Blasi       | GIRO – IRTA  | Investigador   | Ciencias Ambientales |
| José Luis Arumí            | Universidad de Concepción, Departamento de Recursos Hídricos                                     | Profesor Titular, Director Departamento                  | Hidrología           |
| Ricardo Oyarzún            | U, La Serena (Chile)   | Académico  | Hidrología           |
| Loreto Fernández Ruiz      | IGME   | Jefa del Área de Hidrogeología y Calidad del Agua        | Hidrogeología        |
| Ana Passuello              | Universidad Rovira i Virgili   | Investigadora Posdoc                                     | Ciencias Ambientales |
| Carlos Ortiz               | Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural                          | Técnico  | Agronomía            |
| Xavier Flotats Ripoll      | Universidad Politécnica de Catalunya, Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología | Catedrático de Universidad, Área de Ingeniería Ambiental | Ingeniería ambiental |

## **Anexo B. Estructura de la encuesta IVNA LSP**

### **1. Objetivo**

El objetivo final de esta encuesta es llegar a establecer zonas con distintos grados de vulnerabilidad ante procesos de contaminación por nitratos de origen agrario. Para ello, se va a utilizar la opinión y experiencia de un grupo de expertos entre los que se encuentra usted.

A través de esta encuesta, se le solicitará su opinión respecto a la importancia de distintos factores que influyen, en mayor o menor medida, en procesos como la infiltración, desnitrificación y aquellos relativos a las características hidrogeológicas de las aguas subterráneas. Para ello, se utilizará la metodología llamada Proceso Analítico Jerárquico, basada en la comparación pareada de alternativas. A través de la agregación de los resultados obtenidos en esta encuesta, llegaremos a establecer valores de ponderación (pesos) en la búsqueda de un resultado final.

### **2. Justificación de la encuesta**

En el marco del desarrollo de una tesis doctoral, se ha decidido abordar el tema de la problemática de los nitratos de origen agrario. Intentando por una parte, encontrar patrones causa efecto y adicionalmente, proporcionar una metodología para determinar la vulnerabilidad del territorio.

Debido a que uno de los principales problemas de los modelos paramétricos guarda relación con la asignación de los pesos o importancia relativa de cada una de las variables consideradas, hemos decidido apoyarnos en su criterio experto para reducir la subjetividad de evaluar un concepto. Es necesario mencionar que los resultados de las encuestas serán sometidos a una prueba básica de consistencia.

### **3. Metodología**

En el desarrollo de la encuesta le solicitaremos que compare entre pares de factores, y que puntúe la importancia de cada uno mediante la siguiente escala, intentando abstraerse del resto de las comparaciones previamente efectuadas.



Tabla 1. Escala fundamental de comparaciones

| Valor | Definición                    | Comentarios  |
|-------|-------------------------------|--|
| 1     | <b>Igual</b> importancia      | El factor A es <b>igual</b> de importante que el factor B                                |
| 3     | Importancia <b>moderada</b>   | Su experiencia y juicio favorecen <b>ligeramente</b> al factor A sobre el B              |
| 5     | Importancia <b>grande</b>     | Su experiencia y juicio favorecen <b>fuertemente</b> al factor A sobre el B              |
| 7     | Importancia <b>muy grande</b> | El factor A es <b>mucho más importante</b> que el factor B                               |
| 9     | Importancia <b>extrema</b>    | La <b>mayor importancia</b> del factor A por sobre el B está <b>fuera de toda duda</b> . |

Y la forma de cumplimentar el recuadro de la puntuación se efectuará acorde a los ejemplos a continuación.

**Ejemplo 1:**

Sean A y B dos factores que influyen directamente en un proceso de contaminación. ¿Cuál de los dos factores es más importante? ¿o tiene mayor influencia?. Supongamos que según nuestro criterio pensamos que A es más importante; entonces como primer paso procedemos a escribir el valor 1 (siempre 1) sobre la menos importante, en este caso cumplimentamos con un 1 sobre el espacio de B.

| Comparación         | Valoración |
|---------------------|------------|
| Factor A / Factor B | 7 / 1      |

Acto seguido, teniendo en cuenta la escala de comparación pareada (Tabla 1); ¿Cuánto más importante es A que B? Supongamos que en base a nuestro criterio pensamos que es **mucho más importante**, entonces debemos cumplimentar con el valor “7” el espacio asignado al factor A.

**Ejemplo 2:**

Sean C y D dos factores que influyen en la localización de una instalación productiva (e.g. costos de transporte y costos del terreno). Supongamos que consideramos que el factor D es más importante que el factor C (se asigna 1 al factor C); y que comparándolos, D presenta

una **importancia moderada** por sobre C. Entonces el recuadro cumplimentado debería ser como el que a continuación se presenta.

| Comparación         | Valoración |
|---------------------|------------|
| Factor C / Factor D | 1 / 3      |

#### 4. Descripción de los factores

Se han seleccionado un total de 10 factores, los cuales se han agrupado en tres categorías principales: A. Vulnerabilidad del acuífero; B. Potencial de desnitrificación del suelo; C. Potencial de Infiltración.

En primer lugar (*Parte 1*), le solicitaremos que realice la puntuación de cada par de factores en el contexto de cada categoría principal. Al finalizar (*Parte 2*), le solicitaremos que evalúe la importancia global de cada una de las categorías y el componente de la carga de fertilizantes. Todo ello, en el ámbito general de la contaminación por nitratos.

4.1. *Grado de confinamiento del acuífero*: se refiere al riesgo básico de lixiviación de nitratos hacia el acuífero y se basa en las características hidráulicas de las capas confinantes.

4.2. *Profundidad del acuífero*: se refiere al espesor de la zona no saturada (ZNS).

4.3. *Permeabilidad del terreno*: la zona no saturada se presenta como una barrera natural contra los contaminantes.

4.4. *Textura del topsoil*: indica el contenido relativo de partículas de diferente tamaño (arena, limo y arcilla) donde, a través de ese contenido, se puede estimar la capacidad de retención de agua del suelo.

4.5. *Contenido de materia orgánica*: la capacidad de desnitrificación estará íntimamente ligada a la disponibilidad de materia orgánica en el suelo.

4.6. *pH del suelo*: se presenta como un factor regulador de la actividad biológica del suelo.

4.7. *Precipitaciones*: su distribución sobre el espacio geográfico tendrá directa relación con la cantidad de agua que potencialmente puede infiltrarse.

4.8. *Evapotranspiración*: aquellas zonas con una mayor evapotranspiración potencial (ETP) presentarán un menor riesgo de infiltración.

4.9. *Pendientes del terreno*: las pendientes o las variaciones de la superficie pueden por una parte, permitir la evacuación de los contaminantes a través de la escorrentía o, al contrario, facilitar su infiltración.

4.10. *Acumulación de escorrentía*: intenta evaluar el efecto que tiene la escorrentía superficial en la generación de superficies de acumulación con distintas magnitudes. En el caso de existir escorrentía, una zona con pendiente suave donde confluye el agua de otras pendientes adyacentes tendrá una lámina de agua con mayor espesor.

## 5. Desarrollo de la encuesta

Compare cada par de factores utilizando la escala fundamental de la Tabla 1. Le rogamos que al realizar la comparación tenga en cuenta, únicamente, la categoría correspondiente.

### **PARTE 1**

#### **A. Vulnerabilidad del acuífero**

| Comparación  | Valoración |
|--|------------|
| Grado confinamiento acuífero / Profundidad acuífero  | /          |
| Grado confinamiento acuífero / Permeabilidad terreno | /          |
| Profundidad acuífero / Permeabilidad terreno         | /          |

#### **B. Potencial de desnitrificación del suelo**

| Comparación   | Valoración |
|---|------------|
| Textura del topsoil / Contenido de materia orgánica | /          |
| Textura del topsoil / pH del suelo                  | /          |
| Contenido de materia orgánica / pH del suelo        | /          |

#### **C. Potencial de infiltración**

| Comparación   | Valoración |
|---|------------|
| Precipitaciones / Evapotranspiración potencial            | /          |
| Precipitaciones / Pendiente del terreno                   | /          |
| Precipitaciones / acumulación de escorrentía              | /          |
| Evapotranspiración potencial / Pendiente del terreno      | /          |
| Evapotranspiración potencial / acumulación de escorrentía | /          |
| Pendiente del terreno / acumulación de escorrentía        | /          |

## **PARTE 2**

Para que exista el riesgo de contaminación debe existir una fuente. Por tanto, hemos agregado un componente a la evaluación que, responde a la carga de fertilizante que se puede presentar en un área específica.

Para finalizar, le planteamos dos situaciones en las cuales deberá realizar la evaluación en el ámbito global de la contaminación por nitratos.

**Situación I.** En la región de estudio existe un adecuado control de fertilización nitrogenada y tanto agricultores como ganaderos respetan las directrices de los códigos de buenas prácticas agrarias.

| Comparación   | Valoración |
|---|------------|
| Vulnerabilidad del acuífero / Carga de fertilizantes        | /          |
| Vulnerabilidad del acuífero / Potencial de desnitrificación | /          |
| Vulnerabilidad del acuífero / Potencial de infiltración     | /          |
| Carga de fertilizante / Potencial de desnitrificación       | /          |
| Carga de fertilizante / Potencial de infiltración           | /          |
| Potencial de desnitrificación / Potencial de infiltración   | /          |

**Situación II.** Existen indicios de que la fertilización nitrogenada se realiza de manera incorrecta, ya sea por sobredosis o por aporte de fertilizantes orgánicos en zonas restringidas.

| Comparación   | Valoración |
|---|------------|
| Vulnerabilidad del acuífero / Carga de fertilizantes        | /          |
| Vulnerabilidad del acuífero / Potencial de desnitrificación | /          |
| Vulnerabilidad del acuífero / Potencial de infiltración     | /          |
| Carga de fertilizante / Potencial de desnitrificación       | /          |
| Carga de fertilizante / Potencial de infiltración           | /          |
| Potencial de desnitrificación / Potencial de infiltración   | /          |

|                    |  |
|--------------------|--|
| <i>Nombre</i>      |  |
| <i>Institución</i> |  |
| <i>Cargo</i>       |  |



## A spatial ammonia emission inventory for pig farming

Boris Rebolledo\*, Antonia Gil, Javier Pallarés

Center of Research for Energy Resources and Consumption (CIRCE), C/Mariano Esquillor Gómez 15, 50018 Zaragoza, Spain

### HIGHLIGHTS

- ▶ We propose a methodology to quantify  $\text{NH}_3$  emissions from pig farming.
- ▶ We calculate an ammonia emission density map from Aragon pig farms.
- ▶ We establish areas with low carrying capacity for new livestock farms.

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 4 May 2012  
Received in revised form  
1 October 2012  
Accepted 3 October 2012

#### Keywords:

Ammonia  
Swine waste  
Inventory  
Spatial distribution  
Livestock emissions  
Aragon  
Spain

### ABSTRACT

Atmospheric emissions of ammonia ( $\text{NH}_3$ ) from the agricultural sector have become a significant environmental and public concern as they have impacts on human health and ecosystems.

This work proposes an improved methodology in order to identify administrative regions with high  $\text{NH}_3$  emissions from pig farming and calculates an ammonia density map ( $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ ), based on the number of pigs and available agricultural land, terrain slopes, groundwater bodies, soil permeability, zones sensitive to nitrate pollution and surface water buffer zones. The methodology has been used to construct a general tool for locating ammonia emissions from pig farming when detailed information of livestock farms is not available.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

Ammonia ( $\text{NH}_3$ ) is an important pollutant gas that accelerates fine particulate formation in the atmosphere, plays a crucial role in the acidification and eutrophication of ecosystems, and contributes to indirect emissions of nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (IPCC, 2006). On the other hand,  $\text{NH}_3$  can further enhance the scattering of incoming solar radiation and contribute to cooling (Pinder et al., 2012), by altering the physical properties of aerosols (Martin et al., 2004) and clouds (Abbatt et al., 2006).

Bouwman et al. (1997) estimated that the global  $\text{NH}_3$  emission was about 54 Tg in 1990. By 2050, the global emissions of  $\text{NH}_3$  are expected to double, principally owing to the demographic growth, the changes in food preferences and the agricultural intensification (Clarisse et al., 2009). A host of evidence shows that agricultural sources, i.e. volatilization from livestock manures and mineral fertilizer application contribute to the major part of  $\text{NH}_3$  emissions,

approximately 80–90% of the total anthropogenic emission (Bouwman et al., 1997; Asman et al., 1998; Battye et al., 2003). In fact, the vast of  $\text{NH}_3$  emissions in Europe – around 94% – comes from the agricultural sector (EEA, 2011). Similarly, according to air emissions inventory data of Spain during the period 1990–2009 (MARM, 2011), the emissions estimate for the year 2009 indicates that of the 356,500 metric tons of  $\text{NH}_3$  emissions, around 93% (333,100 metric tons) corresponds to livestock and crop production.

Quantifying the magnitude of ammonia ( $\text{NH}_3$ ) emissions is a key component in formulating control policy for regional atmospheric pollutants (Sutton et al., 1995). Ammonia inventories have been constructed for Europe as a whole (Asman, 1992; ECETOC, 1994; EEA, 2011) and for individual European countries (Dämmgen et al., 2006; Reidy et al., 2008), as well as for Canada and China (Carew, 2010; Zhang et al., 2010).

The geographic distribution of ammonia emissions is a critical issue because  $\text{NH}_3$  can be deposited from the atmosphere and may be beneficial to plants as a nitrogen (N) source for growth. Conversely, when excess N is deposited in N-sensitive ecosystems, it may impact these systems negatively (Ndegwa et al., 2008).  $\text{NH}_3$  readily reacts with other substances in the atmosphere to form

\* Corresponding author. Tel.: +34 976 762 562; fax: +34 976 732 078.  
E-mail address: [brebolle@unizar.es](mailto:brebolle@unizar.es) (B. Rebolledo).

ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Following the emission of ammonia gas to the atmosphere, it may be deposited on land and in water bodies in areas surrounding the livestock operations. This can have profound effects on natural ecosystems. For this reason, spatial ammonia emission inventories have been calculated both at global level (Bouwman et al., 1997) and national level, e.g. the UK (Dragosits et al., 1998; Hellsten et al., 2008), Denmark (Hutchings et al., 2001) and the United States (Pinder et al., 2004).

It should be noted that each of these national inventories determines ammonia net flux to the atmosphere at high spatial resolution (e.g. 5-km resolution). This is important because detailed mapping is particularly relevant in order to obtain an accurate resolution of the emissions in time and space, and is used to provide inputs for ammonia atmospheric transport models. Nevertheless, in some areas due to scarcity of detailed data, simplifying analysis at different geographical resolutions is usually required.

In this work, a new simple methodology to identify administrative regions with high  $\text{NH}_3$  emissions from pig farming is proposed. Although this work is an important step to establish areas with low carrying capacity for new livestock farms in Aragon, it could be used in other countries as a methodology to locate areas with greater environmental sensitivity when detailed information of livestock farms (geographic location) are not available.

## 2. Scope of study and methodology

The methodology has two main components: the total ammonia emissions from pig farming and the environmental sensitivity. Therefore, to identify areas with high levels of ammonia emissions, it is necessary to consider not only the total  $\text{NH}_3$  emissions in a specific geographic area, but also available agricultural land and the existence of vulnerable areas of groundwater contamination. For this reason, as a measure of  $\text{NH}_3$  emission concentration an indicator was calculated. This indicator depicts the amount of ammonia that is emitted during storage, manure management and

spreading of organic fertilizer on a yearly basis ( $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ ). The spatially distributed emissions were implemented in a Geographical Information System (GIS), enabling to integrate a variety of environmental aspects (e.g. water protection, maintenance of nature conservation) and descriptive data for each area of the map. The workflow diagram describing the stepwise methodology is illustrated in Fig. 1.

### 2.1. Livestock population

It is well known that the production of ammonia is closely related to livestock production levels. The characterization of livestock numbers is therefore the basis of the national agricultural ammonia inventories.

$\text{NH}_3$  emissions from livestock production depend on many factors e.g. the livestock species, their weight and age, the composition of animal feed, amount and N content of feed, the efficiency of conversion of N and N excreted (Hutchings et al., 2001). Similarly, the excretion of N, and the subsequent emissions of  $\text{NH}_3$ , varies within a livestock species. It is therefore necessary, whenever possible, to disaggregate livestock according to species and production type (EEA, 2009). Moreover, statistical information on average annual population (AAP) taken from official censuses conducted on a yearly basis, is required.

### 2.2. Emission factors for pig farming

Emission levels are generally calculated based on estimates of activity data (e.g. livestock numbers within a country or region) multiplied by an emission factor (EF) that links the level of emissions to the unit of activity data available (e.g. EPA, IPCC, EMEP CORINAIR). At each stage of manure management (housing, storage, landspreading, grazing) a proportion of total ammonia nitrogen (TAN) is lost, mainly as  $\text{NH}_3$ , and the rest passed on to the next stage. Approximately 50–60% of the ammonia emissions from pig production are from housing and slurry storage. The other 40–

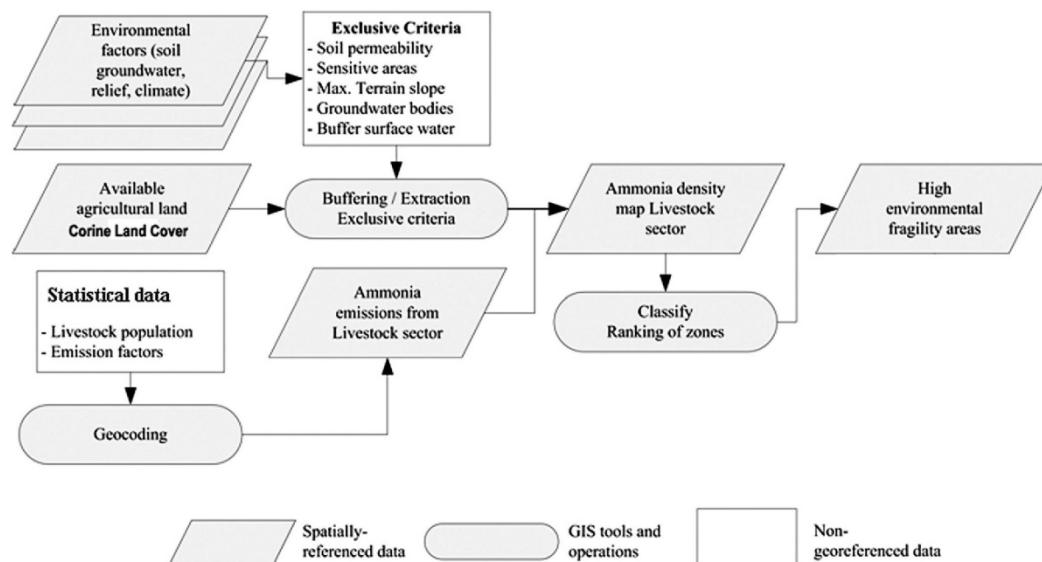


Fig. 1. Flow diagram describing operation steps of methodology.



50% is emitted during surface-application of the manure or slurry (Hutchings et al., 2001; Webb and Misselbrook, 2004; Gac et al., 2007).

Differences in agricultural practices have significant impacts on emissions. Therefore, this approach takes into account the effects of the variability of farm and manure management parameters on the  $\text{NH}_3$  emissions and the interactions between emission stages. For this reason, methodology Tier 2 and default  $\text{NH}_3$ –N EF recommended by the guidebook EMEP/EEA 2009 (EEA, 2009) were used. The selection of default  $\text{NH}_3$ –N EF is mainly because this methodology provides a general approach for developing an ammonia emission inventory from pig farming in countries where specific emission factors are not available. The Tier 2 algorithm for ammonia simulates the mass flow of N from the excretion through the various stages of the manure management chain (grazing, housing, manure storage and landspreading). This has the advantage that the effect emissions in the ‘upstream’ parts of the manure management system (e.g. housing) have on emissions in the subsequent ‘downstream’ parts (e.g. storage) can be taken into account (Webb et al., 2005).

In order to reduce the uncertainty in ammonia emission estimates from pig farming, it is important to use as many manure management parameters as possible. Table 1 shows manure management parameters used in the Tier 2 algorithm for  $\text{NH}_3$  emissions.

### 2.3. Spatial distribution of ammonia emissions

In order to provide a spatial distribution of ammonia emissions and to locate areas with a higher amount of ammonia emissions from pig farming, the GIS application gvSIG 1.11 has been selected to create the ammonia density map.

The methodology is based on the spatial distribution of the census data over suitable agricultural land, excluding nitrate sensitive areas. Thus, emissions from different manure management stages (housing, storage, landspreading) were evenly distributed over the agricultural surface area of the corresponding municipality, considering available agricultural land and the existence of areas vulnerable to groundwater contamination.

The GIS approach involved the Boolean overlay of data layer. The spatially referenced vector layers were processed using the tools from the extract, overlay, and proximity toolboxes in order to produce a map illustrating restricted areas for manure or slurry landspreading.

The livestock farm data were geocoded and the spatial distribution of ammonia emissions was computed to determine total emissions for each geographic unit of analysis (municipality). In a second step, five exclusive criteria were defined, as outlined in Table 2, in accordance with nature protection directives. Within

**Table 1**  
Manure management parameters used in the Tier 2 algorithm for  $\text{NH}_3$  emissions.

| Emission stage | Manure management parameters   |
|----------------|--|
| Feeding        | N excretion rates<br>Proportion of TAN   |
| Grazing        | Proportion of excreta deposited at this location   |
| Yards          | Proportion of excreta deposited at this location   |
| Housing        | TAN deposited in buildings handled as liquid slurry or as solid<br>Addition of N in bedding for litter-based housing systems (immobilization of TAN) |
| Storage        | Proportion of slurry applied to fields direct from housing<br>Fraction of the organic N is mineralized to TAN  |
| Landspreading  | TAN content of slurry<br>Proportion of TAN in field application (slurry or solid)  |

**Table 2**  
Exclusive criteria for nature protection.

| Exclusive criteria                    | Distance/condition |
|---------------------------------------|--------------------|
| Terrain slope                         | >15%               |
| Groundwater bodies                    | –                  |
| Soil permeability                     | High and medium    |
| Sensitive zones of nitrates pollution | –                  |
| Surface water buffer strips           | 100 m              |

landscape areas, these restriction areas may not be strictly excluded. However, on a regional scale, according to the precautionary principle, the entire area under protection, as well as groundwater bodies and surface water buffer strips, were excluded in the ammonia density map.

Ammonia atmospheric deposition loads and buffer zones around sensitive nature areas should also be considered, since  $\text{NH}_3$  plays a major role in the eutrophication of nitrogen sensitive ecosystems and the acidification of soils (Fangmeier et al., 1994). This analysis would involve spatial separation of emissions and sensitive areas, hence diluting the concentrations and deposition where damage can occur. Nevertheless, this will not be considered in this study due to the lack of data at appropriate spatial resolution.

### 3. Case study: Aragon-Spain

The study region provides a test case for investigating the spatial variability of  $\text{NH}_3$  emissions at municipality level. The methodology of spatially distributing  $\text{NH}_3$  emissions described above does not change the total emissions for Aragon, since the emission source strength estimates per unit livestock and hectare of suitable land are applied as averages for each municipality.

#### 3.1. Overview of pig farming in Aragon

Aragon is an autonomous region in northeastern Spain; the region comprises three provinces (from north to south): Huesca, Zaragoza, and Teruel. In addition to its three provinces, Aragon is subdivided into 33 counties. Aragon takes up a total area of 47,719  $\text{km}^2$ , and is home to many rivers, most notably, the Ebro river, which runs west–east across the entire region through the province of Zaragoza. Aragon has a high degree of intensive agricultural activities. Counties such as Cinco Villas, Monegros and Caspe are being subject to large-scale intensive cultivation of cereals. Pig farming sector ranks first among Aragon agricultural sectors, accounting for 35% of total agricultural receipts (Aragon Government, 2010).

In Aragon, pigs are recorded in two categories, i.e. breeding pigs and fattening pigs. Breeding pigs account for the permanent pig herd while fattening pigs are the ones fattened before slaughtering. From the Aragon farming census 2010 returns it was estimated that there were 5,785,517 pigs in the region, including 920,464 breeding pigs and 4,865,053 fattening pigs.

In summary, pig farming in Aragon constitutes an activity of great importance and, due to high concentration and specialization of pig farmers (intensive production) and adverse environmental concerns (e.g. deposition of N to sensitive ecosystems);  $\text{NH}_3$  emissions must be studied in order to locate areas with low carrying capacity for new livestock farms.

#### 3.2. Ammonia emissions from pig farming in Aragon

The pig categories included in the inventory were fattening pigs, sows and gilts in pig. The AAP of each pig category was obtained from the Aragon Survey for Agriculture carried out by the Aragon

Government. Livestock data for 2010 were acquired at the finest available spatial resolution (municipalities). Other values like proportion of the N excreted as TAN, days of housing and grazing in the study area, proportion of livestock manure handled as slurry, and other important information was obtained from statistical data of the Ministry of Agriculture, Food and Environment of Spain (MARM, 2011).

The default  $\text{NH}_3\text{-N}$  EFs (EEA, 2009) were adjusted by a set of input variables reflecting specific farm and slurry management parameters substantially influencing  $\text{NH}_3$  emissions (Table 3). Using the Tier 2 algorithm for ammonia, we were able to calculate the emissions factor for different management stages ( $\text{EF}_{\text{Housing}}$ ,  $\text{EF}_{\text{Storage}}$  and  $\text{EF}_{\text{Landspreading}}$ ). These emission factors were then up-scaled by multiplying them with the relevant livestock AAP at municipality level. Merging emissions from housing and storage with landspreading resulted in the Aragon ammonia emission inventory for pig farming (Table 4).

The total  $\text{NH}_3$  emission was 42,652 metric tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  yr<sup>-1</sup> in Aragon in 2010. Examination of the contribution of different management stages (housing, storage and landspreading) of pig farming sector showed that livestock housing and landspreading of manures were the major sources, with estimated emissions of 18,417 and 17,209 metric tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  per year, respectively, equivalent to 43% and 40% of the total losses. The remaining 17% of the losses occurs in the outside storage (7026 metric tons  $\text{NH}_3\text{-N}$ ).

### 3.3. Ammonia emission density from Aragon pig farms

In order to calculate land availability, many thematic maps have been created from the Aragon territorial information system (SITAR, 2007). The following digital cartographic layers were used (Fig. 2): (a) agricultural land, (b) terrain slopes, (c) soil permeability, (d) sensitive zones of nitrate pollution, (e) groundwater bodies and (f) surface water buffer strips. They were used for the analysis under the exclusive constraints imposed by the landscape and regional law restrictions. Available agricultural land (a) has been obtained from Corine Land Cover (CLC) image (IGN, 2010). CLC is a map of the European environmental landscape based on interpretation of satellite images. It provides comparable digital maps of land cover for each European country. In the context of groundwater protection, terrain slope (b) is a critical factor, because manure should not be applied to cropland with slopes of more than 15% or to pastures with slopes of more than 20% (EPA, 2008). The groundwater vulnerability is the most important factor in determining control measures on an area where landspreading of organic wastes is proposed. This is because the soil permeability (c) and existences of sensitive areas (d) of the soil and subsoil plays a critical role in preventing groundwater contamination by acting as a protecting filtering layer over the groundwater bodies (e). Surface water buffer strips (f) are necessary to protect water supplies from contamination during manure spreading. A buffer area can absorb the runoff and prevent it from traveling down a slope, thereby reducing the risk of runoff entering surface waters.

**Table 3**  
Swine slurry parameters and EFs used for  $\text{NH}_3$  emissions in Aragon (2010).

| Slurry parameters and EFs  | Sows in pig | Gilts in pig | Fattening pigs |
|--|-------------|--------------|----------------|
| N excretion rates ( $\text{kg yr}^{-1}$ )  | 20.30       | 15.90        | 12.45          |
| Proportion of TAN  | 0.70        | 0.70         | 0.70           |
| TAN ( $\text{kg yr}^{-1}$ )  | 14.21       | 11.13        | 8.72           |
| Dietary protein level (%)  | 13.50       | 13.50        | 16.50          |
| Fraction of the organic N mineralized  | 0.10        | 0.10         | 0.10           |
| $\text{EF}_{\text{Housing}}$ ( $\text{kg NH}_3\text{-N yr}^{-1}\text{ AAP}^{-1}$ )       | 3.98        | 3.12         | 2.44           |
| $\text{EF}_{\text{Storage}}$ ( $\text{kg NH}_3\text{-N yr}^{-1}\text{ AAP}^{-1}$ )       | 1.52        | 1.19         | 0.93           |
| $\text{EF}_{\text{Landspreading}}$ ( $\text{kg NH}_3\text{-N yr}^{-1}\text{ AAP}^{-1}$ ) | 3.72        | 2.91         | 2.28           |

**Table 4**  
Distribution of  $\text{NH}_3$  emissions from pig farming – 2010 (metric tons).

|               | Sows in pig | Gilts in pig | Fattening pigs | Total  |
|---------------|-------------|--------------|----------------|--------|
| Housing       | 2391        | 1610         | 14,416         | 18,417 |
| Storage       | 0912        | 0614         | 5500           | 7026   |
| Landspreading | 2236        | 1504         | 13,469         | 17,209 |
| Total         | 5539        | 3729         | 33,385         | 42,652 |

For this evaluation we created a 100-m radius buffer around each surface water course (rivers and lakes) and water supply wells; according to the Good agricultural practice recommendations (EU, 1991).

After application of environmental constraints, slope, soil permeability and the position of surface waters and water supplies, it was possible to identify areas where livestock manures and dirty water should never be spread. Therefore, it is possible to quantify the areas of agricultural land, which are suitable for the use of manure as organic fertilizer and subsequently to calculate the ammonia emission density from Aragon pig farms ( $\text{kg NH}_3\text{-N/suitable area}$ ). In the calculation, we assumed that the  $\text{NH}_3$  emissions were homogenously distributed in every agricultural suitable land, which does not allow to identify high emission areas of ammonia with appropriate spatial resolution (at least 5-km grid); however, this map permits to establish municipal areas with greater environmental sensitivity and low carrying capacity for new livestock farms or other agricultural activities. The resulting ammonia emission density map for the year 2010 (Fig. 3) shows high emissions (see darkest shades on the map) in intensive agricultural areas dominated by pig farming.

An analysis of the spatial output shows that the highest density values ( $>190\text{ kg NH}_3\text{ ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ ) occur in 2.3% of the municipalities. In the different municipalities, the ammonia emission densities ranged from 0 to  $590\text{ kg NH}_3\text{ ha}^{-1}$ , with the highest value in Beceite mainly due to the presence of high concentration of pig farms as well as their high slope gradients. Although in north of Aragon there are some small areas with high densities of  $\text{NH}_3$  emission, these anomalies are due to terrain slope restriction assigned by the methodology. In general, the map shows the existence of concentration areas of ammonia emissions around Capella, Zaidin and Beceite, that responds to the agricultural character of these regions.

### 3.4. Uncertainty in the emission estimates

Modeling complex processes such as spatial  $\text{NH}_3$  emissions incorporates errors from diverse sources at different scales (Dragosits et al., 2002). Onto this, model equations and algorithms themselves are an approximation of the phenomena they are designed to model, introducing a degree of uncertainty that is difficult to measure. Uncertainties of  $\text{NH}_3$  emissions in Aragon are associated with both the emissions inventory from pig farming and spatial/temporal resolution. The quality of the emissions inventory is further related to the quality of the input data (livestock data) and the emission factors (EF).

The input census data for Aragon were collected at the farm level, but aggregated to a coarser spatial resolution, e.g. municipality level. Therefore, uncertainties in the census data may be due to statistical errors with the location of the farms. The uncertainty of the livestock data is estimated at 4% (MARM, 2004).

Uncertainty ranges for the default N excretion rates are estimated at about  $\pm 50\%$  (Source: Judgment by IPCC Expert Group). Nevertheless, in this study, the default emission factors (EEA) were adjusted by a set of input variables (see Table 3) reflecting specific farm and manure management parameters. Therefore, the



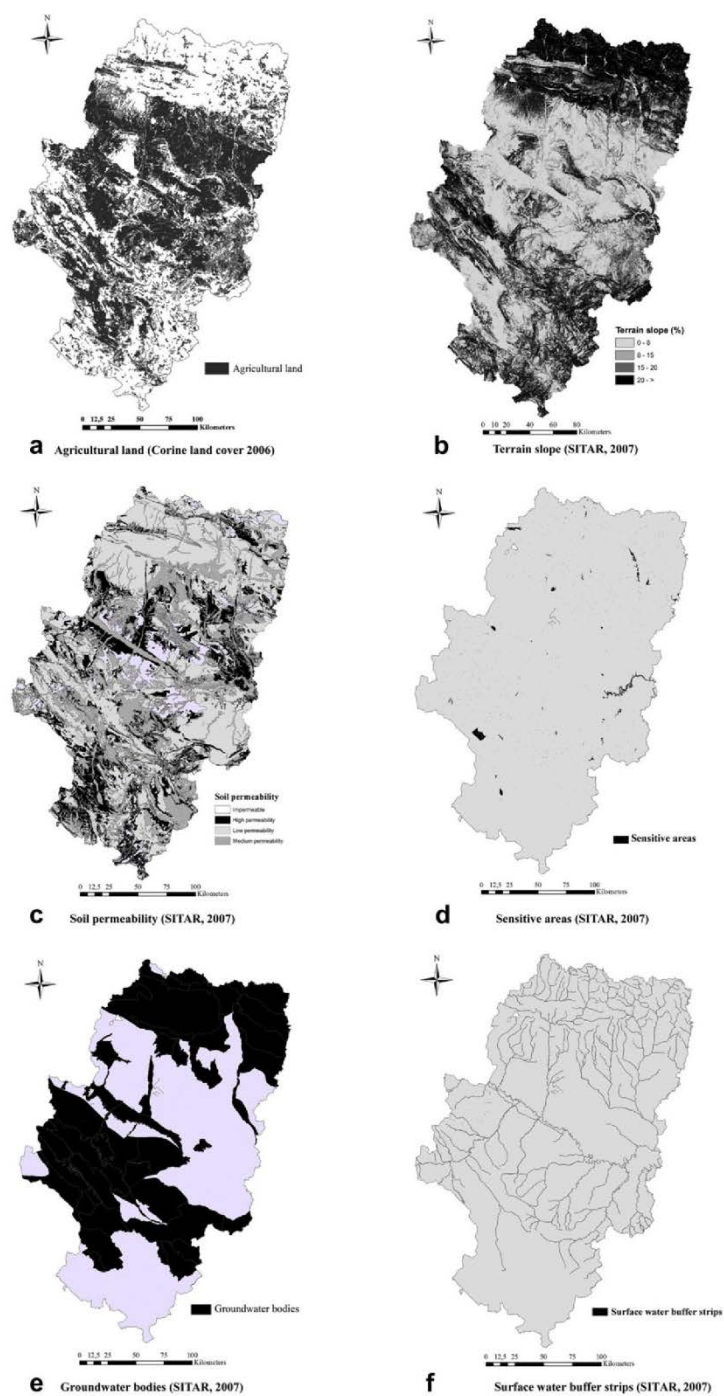


Fig. 2. Main influencing factors for calculation of available land.

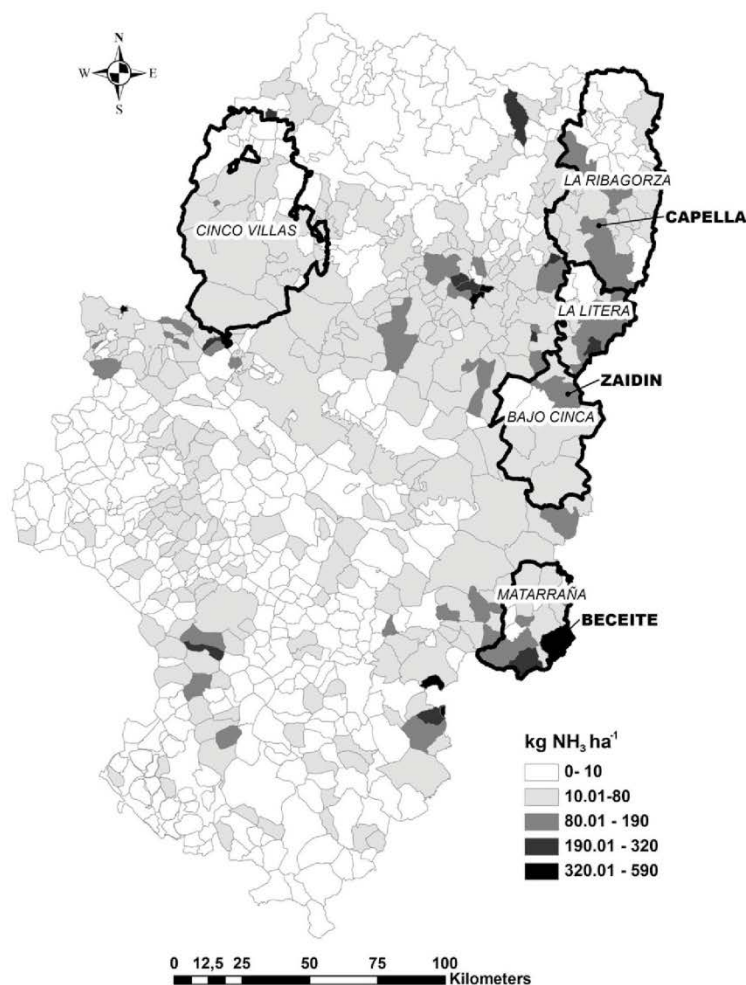


Fig. 3. Ammonia emission density map, Aragon pig farms (2010).

uncertainties associated with the N excretion rates may be reduced to 10% (MARM, 2004).

The spatial allocation is affected by land use maps and the spatial resolution. All the census data were at municipality level, and distributed into each municipality. Thus, there were artificial boundaries between higher and lower emission areas, which were not physically realistic. In this regard, it is likely that the present emissions from Aragon pig farming, overestimates the  $\text{NH}_3$  emissions for a particular areas. This is expected for two reasons: 1. Ammonia emissions from pig farming were homogenously distributed in every agricultural suitable land, according to the precautionary principle, the entire area under protection as well as groundwater bodies and surface water buffer strips are excluded in the ammonia density map. 2. Emissions from landspreading are estimated with the assumption that all slurries are spread to agricultural suitable land within the municipality. However, part of the slurries can be transported over long distances and emissions will spread out over a large geographic area. Similar findings have been reported from United Kingdom (Dragosits et al., 1998; Hellsten

et al., 2008). It is difficult to quantify these extra emissions. Caution is therefore needed in interpreting the ammonia density map produced, giving more emphasis to the overall patterns revealed than to the individual values.

Uncertainties may relate to the spatial location of emissions, which are further influenced by temporal uncertainties (Hellsten et al., 2008). For that reason, in order to improve the ammonia emission estimations in future inventories, it is necessary considering the temporal resolution, trying not only to report annual averages, but also seasonal variations; since animal agricultural activities varies through the year and  $\text{NH}_3\text{--N}$  fluctuates accordingly.

#### 4. Conclusions

In this work, a rigorous approach for identify high emissions areas of ammonia from pig farming is proposed in order to provide a simple method to establish areas with low carrying capacity for new livestock farms. The new proposed methodology followed

a two-step procedure: first the ammonia emissions from pig farming were developed based in combining activity data (pig numbers) with emission factors ( $\text{kg NH}_3\text{--N}$  per livestock unit per year for breeding or fattening pig).

Secondly, selected environmental constraints were integrated in the geographic information system in order to conduct further processing. The geographic analysis assisted in the understanding of municipal areas with greater environmental sensitivity, which in the hypothetical planning procedure may be used for assessing the  $\text{NH}_3$  emissions from pig farms at national and regional level.

An inventory of  $\text{NH}_3$  emission from pig farming at municipality level was carried out for the year 2010. The total pig farming  $\text{NH}_3\text{--N}$  emission in Aragon was  $42,652 \text{ metric tons yr}^{-1}$ . A municipality level map of ammonia density was developed for the first time based on livestock data and land use maps. The highest  $\text{NH}_3$  emission density was  $590 \text{ kg NH}_3\text{--N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . High emissions were found in the east of Aragon, in Matarraña, La Ribagorza, La Litera and Bajo Cinca counties, and in most of Cinco Villas County. Although this work is an important step to establish areas with low carrying capacity for new livestock farms, it could be used in other countries as a methodology to locate areas with greater environmental sensitivity when detailed information of livestock farms (geographic location, number of animals per category) are not available.

Although there are some uncertainties introduced by the lack of original emission factors in Spain and the lack of temporal resolution, proposed methodology can provide guidance to local governments in identifying areas with high levels of ammonia emissions from pig farming. In this regard, ammonia inventory should be improved by focusing on temporal variation in farming practices.

## Acknowledgments

This work has been supported by the project “Reduction of Greenhouse Gases through Treatment Systems and Energy Recovery from Residual Biomass”, financed by the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment.

## References

- Abbatt, J.P.D., Benz, S., Cziczko, D.J., Kanji, Z., Lohmann, U., Möhler, O., 2006. Solid ammonium sulfate aerosols as ice nuclei: a pathway for cirrus cloud formation. *Science* 313 (5794), 1770–1773.
- Aragon Government, 2010. Estimación macromagnitudes del sector agrario Aragón año 2010.
- Asman, W.A.H., 1992. Ammonia Emissions in Europe: Updated Emissions and Emission Variation, RIVM Report. 228471008, RIVM, Bilthoven, Netherlands.
- Asman, W.A.H., Sutton, M.A., Schjoerring, J.K., 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *Atmospheric Environment* 40, 7222–7233.
- Battye, W., Aneja, V.P., Roelle, P.A., 2003. Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories. *Atmospheric Environment* 37, 3873–3883.
- Bouwman, A.F., Lee, D.S., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., Van Der Hoek, K.W., Olivier, J.G.J., 1997. A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles* 11 (4), 561–587.
- Carew, R., 2010. Ammonia emissions from livestock industries in Canada: feasibility of abatement strategies. *Environmental Pollution* 158, 2618–2626.
- Clarisse, L., Clerbaux, C., Dentener, F., Hurtmans, D., Coheur, P.-F., 2009. Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations. *Nature Geoscience* 2, 479–483.
- Dämmgen, U., Lütich, M., Döhler, H., Eurich-Menden, B., Osterburg, B., 2006. Calculations of Emissions From German Agriculture—National Emission Inventory Report (NIR) 2006 for 2004, Part 3: Methods and Data (GAS-EM).
- Dragosits, U., Sutton, M.A., Place, C.J., Bayley, A.A., 1998. Modelling the spatial distribution of agricultural ammonia emissions in the UK. *Environmental Pollution* 102, 195–203.
- Dragosits, U., Theobald, M.R., Place, C.J., Lord, E., Webb, J., Hill, J., ApSimon, H.M., Sutton, M.A., 2002. Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variability. *Environmental Pollution* 117, 147–158.
- ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals), 1994. Ammonia Emissions to Air in Western Europe. Technical Report No. 62, 196 pp.
- EEA (European Environment Agency), 2009. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2009. Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories EEA.
- EEA (European Environment Agency), 2011. European Community Emission Inventory Report 1990–2009 Under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- EPA (Environmental Protection Agency Ireland), 2008. Codes of Good Practice for the Use of Biosolids in Agriculture, Guidelines for Farmers.
- EU (European Union), 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 Concerning the Protection of Waters Against Pollution Caused by Nitrates from Agricultural Sources.
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L., Jaeger, H.J., 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation—a review. *Environmental Pollution* 86, 43–82.
- Gac, A., Beline, F., Bioteau, T., Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$ ) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science* 112, 252–260.
- Hellsten, S., Dragosits, U., Place, C.J., Vieno, M., Dore, A.J., Misselbrook, T.H., Tang, Y.S., Sutton, M.A., 2008. Modelling the spatial distribution of ammonia emissions in the UK. *Environmental Pollution* 154, 370–379.
- Hutchings, N.J., Sommer, S.G., Andersen, J.M., Asman, W.A.H., 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment* 35, 1959–1968.
- IGN (Instituto Geográfico nacional), 2010. Available at: <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp> (Verified 22 March 2012).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- MARM (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), 2004. Metodología para la estimación de las emisiones a la atmósfera del sector agrario para el Inventario Nacional de Emisiones.
- MARM (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), 2011. Inventario de emisiones a la atmósfera de España edición 2011 (serie 1990–2009). Sumario de resultados de acidificadores, eutrofizadores y precursores del ozono.
- Martin, S.T., Hung, H.M., Park, R.J., Jacob, D.J., Spurr, R.J.D., Chance, K.V., Chin, M., 2004. Effects of the physical state of tropospheric ammonium-sulfate nitrate particles on global aerosol direct radiative forcing. *Atmospheric Chemistry and Physics* 4, 183–214.
- Ndegwa, P.M., Hristov, A.N., Arogo, J., Sheffield, R.E., 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Engineering* 100, 453–469.
- Pinder, R., Strader, R., Davidson, C., Adams, P., 2004. A temporally and spatially resolved ammonia emission inventory for dairy cows in the United States. *Atmospheric Environment* 38, 3747–3756.
- Pinder, R.W., Davidson, E.A., Goodale, C.L., Greaver, T.L., Herrick, J.D., Liu, L., 2012. Climate change impacts of US reactive nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (20), 7671–7675.
- Reidy, B., Rihm, B., Menzi, H., 2008. A new Swiss inventory of ammonia emissions from agriculture based on a survey on farm and manure management and farm specific model calculations. *Atmospheric Environment* 42, 3266–3276.
- SITAR (Aragon Territorial Information System), 2007. Centro de Información Territorial de Aragón.
- Sutton, M.A., Place, C.J., Eager, M., Fowler, D., Smith, R.I., 1995. Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the United Kingdom. *Atmospheric Environment* 29, 1393–1411.
- Webb, J., Misselbrook, T.H., 2004. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric Environment* 38, 2163–2176.
- Webb, J., Menzi, H., Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Dämmgen, U., Hendriks, H., Döhler, H., 2005. Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution* 135, 399–406.
- Zhang, Y., Dore, A.J., Ma, L., Liu, X.J., Ma, W.Q., Cape, J.N., Zhang, F.S., 2010. Agricultural ammonia emissions inventory and spatial distribution in the North China Plain. *Environmental Pollution* 158, 490–501.

